

UNIVERSIDAD DE CANTABRIA



**ESCUELA DE DOCTORADO DE LA UNIVERSIDAD DE CANTABRIA
DOCTORADO EN INGENIERÍA DE COSTAS, HIDROBIOLOGÍA Y GESTIÓN
DE SISTEMAS ACUÁTICOS**

TESIS DOCTORAL

**METODOLOGÍAS APLICABLES A LA VALORACIÓN NO MONETARIA DE
SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN ESTUARIOS TROPICALES**

PhD THESIS

**METHODOLOGIES APPLICABLE TO THE NON-MONETARY ECOSYSTEM
SERVICES ASSESSMENT IN TROPICAL ESTUARIES**

Presentada por: **CARLOS GUSTAVO ZAPATA CORTEZ**

Dirigida por: **Prof./Dra. ARACELI PUENTE TRUEBA**
Prof./Dr. ANDRÉS GARCÍA GÓMEZ

Santander, Noviembre de 2020

A mi esposa Katiushka

A mi hijo Carlos

A mi hijo Kléber

“El arte de vencer se aprende en las derrotas”

Bolívar, Simón

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quiero agradecer al Instituto de Hidráulica Ambiental de la Universidad de Cantabria, a sus autoridades y al Gobierno de España por haberme dado la oportunidad de realizar la Tesis doctoral en sus instalaciones y poder ser parte de un instituto de referencia mundial, lo que vi, escuché y aprendí me servirá en lo que resta de mi carrera para aportar positivamente a la Armada del Ecuador y a mi país. Así mismo le doy las gracias a mis estimados directores Andrés y Araceli por la oportunidad de permitirme trabajar a su lado, por la confianza depositada en mí y por compartir sus experiencias y conocimientos durante estos años.

Agradezco a la Armada del Ecuador, quien a través del plan Sofía me concedió la beca de estudios para poder desarrollar mi investigación. Mi especial reconocimiento al señor CPNV-EM Humberto Gómez quien durante toda mi carrera naval ha sido un mentor y fue el artífice de la capacitación de la Armada, desarrollando el plan Sofía.

A todos los profesores, investigadores y trabajadores del IH Cantabria y de la Universidad de Cantabria que de alguna forma contribuyeron con el desarrollo de este trabajo, especialmente a Javi García quien me brindó su apoyo y conocimiento para poder avanzar en varias partes de mi investigación. A mi tutor José Juanes quien me guio para el cumplimiento de los requerimientos del programa de doctorado y estuvo presto a ayudarme a solucionar los problemas que surgieron durante este período.

A mis padres Carlos Gustavo y Gladys Cecilia, quienes han estado pendientes de mí desde el día que nací y me dieron su cariño y amor. Por último, quiero agradecer a la persona más importante en mi vida, a mi amada esposa Katiushka quien ha sido mi compañera de vida y me ha ayudado a superar todos los contratiempos y desafíos que se han presentado en mi vida, ha sabido ser compañera y amiga, pero sobre todo ha sabido cuidar cuando yo no estuve a los dos más grandes tesoros que tengo que son mis hijos Carlos y Kléber quienes son mi fuente de inspiración. Para todos ellos está dedicado esta conquista, los amo mucho.

CONTENIDO

Lista de figuras	VII
Lista de tablas	XI
Listado de acrónimos.....	XIII
Listado de símbolos	XVII
RESUMEN.....	1
SUMMARY	7
1. INTRODUCCIÓN.....	33
1.1 Antecedentes	33
1.2 Los servicios ecosistémicos	33
1.2.1 Conceptualización de los servicios ecosistémicos.....	33
1.2.2 Definición de servicio ecosistémico	35
1.2.3 Esquemas conceptuales de valoración de los servicios ecosistémicos.....	36
1.2.3.1 Esquema de capitales.....	37
1.2.3.2 Esquema de cascada	38
1.2.4 Categorización de los servicios ecosistémicos	40
1.2.5 Valoración de los servicios ecosistémicos.....	41
1.2.5.1 Valoración monetaria.....	43
1.2.5.2 Valoración no monetaria.....	46
1.2.6 No linealidad de los servicios ecosistémicos.....	47
1.3 Estado del arte	48
1.3.1 Clasificación de los servicios ecosistémicos en un ambiente estuarino	49
1.3.2 Valoración de los servicios ecosistémicos de un ambiente estuarino	52
1.3.3 Determinación de los principales servicios ecosistémicos en un estuario	55
1.3.4 Servicio ecosistémico de agua para la navegación	56
1.3.5 Servicio ecosistémico de protección contra inundaciones y control de la erosión	56
1.3.6 Servicio ecosistémico de depuración y asimilación de aguas residuales	57
1.4 Objetivo de la Tesis	57
1.5 Estructura de la Tesis	58
2. ÁREA DE ESTUDIO	63
2.1 Descripción física del área de estudio.....	63

2.1.1	Componente geográfico.....	64
2.1.2	Componente batimétrico y morfológico.....	65
2.1.3	Componente climatológico e hidrológico	66
2.1.4	Componente oceanográfico.....	67
2.2	Usos humanos	69
2.2.1	Conservación (manglares).....	70
2.2.2	Protección costera.....	73
2.2.3	Desarrollo urbano (viviendas urbanas y rurales)	74
2.2.4	Navegación y puertos.....	76
2.2.5	Acuicultura	78
2.2.6	Turismo, recreación y deportes náuticos.....	80
2.2.7	Extracción biológica.....	81
2.2.8	Industria	82
2.2.9	Agricultura	83
2.2.10	Infraestructura	84
3.	EVALUACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE UN ESTUARIO CON UN ENFOQUE EN HÁBITATS Y ESCENARIOS	87
3.1	Introducción	87
3.2	Metodología y resultados	89
3.2.1	Área de estudio	89
3.2.2	Evaluación de la capacidad de suministro de servicio ecosistémico	90
3.2.3	Identificación de usos humanos y demanda de servicios ecosistémicos.....	92
3.2.4	Generación de escenarios prospectivos.....	102
3.2.4.1	Identificación de tendencias ambientales.....	102
3.2.4.2	Identificación y selección de variables clave.....	102
3.2.4.3	Diagnóstico de variables clave	104
3.2.4.4	Construcción de escenarios prospectivos	107
3.2.5	Evaluación de la importancia y capacidad de los hábitats para proporcionar servicios ecosistémicos, por escenarios prospectivos	108
3.2.5.1	Importancia de los hábitats en la prestación de servicios ecosistémicos.....	108
3.2.5.2	Determinación del impacto del establecimiento de áreas protegidas dentro del área de estudio.....	111
3.2.5.3	Evaluación de la capacidad de los hábitats en la oferta de servicios ecosistémicos por escenarios.....	112
3.3	Discusión	114

4. EVALUACIÓN DEL SERVICIO ECOSISTÉMICO DE AGUA PARA LA NAVEGACIÓN	121
4.1 Introducción	121
4.2 Metodología	124
4.2.1 Área de estudio	124
4.2.2 Modelado hidrodinámico	125
4.2.2.1 Descripción del modelo hidrodinámico	125
4.2.2.2 Configuración del modelo	126
4.2.2.3 Calibración del modelo	128
4.2.3 Caracterización de la marea de un estuario	129
4.2.3.1 Análisis de los componentes armónicos en las estaciones de marea y en cada uno de los nodos de la malla del modelo hidrodinámico	129
4.2.3.2 Factor de Forma	130
4.2.3.3 Asimetría de la marea	130
4.2.3.4 Determinación del Datum de la Carta	131
4.2.4 Evaluación de los métodos de corrección de mareas	132
4.2.5 Evaluación del servicio ecosistémico de agua para la navegación empleando la superficie del datum de la carta	135
4.3 Resultados y discusión	136
4.3.1 Calibración del modelo hidrodinámico	136
4.3.2 Análisis de constituyentes armónicos	138
4.3.3 Caracterización de la marea en el sistema estuarino	141
4.3.4 Superficie del datum de la carta	143
4.3.5 Evaluación de los métodos de reducción de la marea	145
4.3.6 Evaluación del servicio ecosistémico de agua para la navegación empleando la superficie del datum de la carta	148
5. EVALUACIÓN DEL SERVICIO ECOSISTÉMICO DE PROTECCIÓN CONTRA INUNDACIONES Y CONTROL DE LA EROSIÓN	153
5.1 Introducción	153
5.2 Metodología	154
5.2.1 Área de Estudio	154
5.2.2 Enfoque conceptual	155
5.2.3 Paso 1: Descripción de las estructuras biofísicas	157
5.2.3.1 Bosques de manglar	157
5.2.3.2 Régimen de mareas	159
5.2.3.3 Aportes fluviales	159

5.2.4	Paso 2: Modelado de los procesos y funciones	160
5.2.4.1	Descripción general del modelo.....	160
5.2.4.2	Configuración del modelo	162
5.2.4.3	Calibración y validación de los modelos hidrodinámico y morfológico.....	166
5.2.5	Paso 3: Evaluación de los servicios ecosistémicos de protección contra inundaciones y control de la erosión.....	167
5.2.5.1	Evaluación de la protección contra inundación	167
5.2.5.2	Evaluación del control de la erosión	168
5.2.6	Análisis del compromiso entre las camaroneras y los manglares.....	169
5.3	Resultados	171
5.3.1	Paso 1: Descripción de las estructuras biofísicas	171
5.3.2	Paso 2: Modelado de las funciones y procesos del ecosistema.....	172
5.3.3	Paso 3: Evaluación de los servicios ecosistémicos de protección contra la inundación y control de la erosión.....	173
5.3.4	Análisis del compromiso entre las camaroneras y los manglares.....	177
5.4	Discusión	178
6.	EVALUACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE DEPURACIÓN Y ASIMILACIÓN DE AGUAS RESIDUALES, PROVISIÓN DE ALIMENTOS Y OPORTUNIDADES DE RECREACIÓN Y TURISMO	185
6.1	Introducción	185
6.2	Metodología	187
6.2.1	Área de Estudio	187
6.2.2	Enfoque conceptual	188
6.2.3	Paso 1: Descripción de las estructuras físicas	190
6.2.4	Paso 2: Modelado de los procesos y funciones	190
6.2.4.1	Descripción general del modelo.....	191
6.2.4.2	Metodología para calcular el tiempo de renovación	192
6.2.4.3	Forzamiento hidrodinámico para simular un trazador conservativo.....	193
6.2.4.4	Determinación del tiempo de renovación por zonas.....	195
6.2.5	Modelo de calidad de agua	195
6.2.6	Paso 3: Valoración de los servicios ecosistémicos	197
6.2.6.1	Valoración del servicio ecosistémico de depuración y asimilación de aguas residuales	198
6.2.6.2	Servicio ecosistémico oportunidades de recreación y turismo	198
6.2.6.3	Servicio ecosistémico de provisión de alimento	199

6.3	Resultados	200
6.3.1	Determinación de caudales representativos	200
6.3.2	Calibración del modelo de calidad del agua.....	201
6.3.3	Determinación del tiempo de renovación	203
6.3.4	Tiempo de renovación por zonas	204
6.3.5	Valoración del servicio ecosistémico de depuración y asimilación de aguas residuales	205
6.3.6	Oportunidades para recreación y turismo	205
6.3.7	Servicio ecosistémico de provisión de alimento	207
6.4	Discusión	209
7.	CONCLUSIONES Y FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN.....	215
7.1	Conclusiones específicas	215
7.2	Futuras investigaciones	219
	Referencias	225

Lista de figuras

Figura 1.1. Interacción de los cuatro tipos de capital: natural, humano, social o cultural, y construido o manufacturado (Costanza et al., 2014).....	37
Figura 1.2. Modelo de cascada (Braat y Groot, 2012).	39
Figura 2.1. Área de estudio en color amarillo.....	63
Figura 2.2. Golfo de Guayaquil. (a) Estuario interior y exterior del GG; (b) Sistema estuarino.	64
Figura 2.3. Batimetría del GG: (a) Estuario externo; (b) Estuario interno.	66
Figura 2.4. (a) Cuencas que conforman el Río Guayas; (b) Precipitaciones promedio acumuladas (1985-2014); (c) Precipitaciones promedio diarias (1985-2014).	67
Figura 2.5. Hs50 obtenido del modelo SWAN, en el GG.....	69
Figura 2.6. Usos dentro del AE agrupados en sectores.	69
Figura 2.7. Zonificación del Manglar: Principales especies en el AE.....	70
Figura 2.8. Áreas protegidas y concesiones.....	72
Figura 2.9. (a) Caudales diarios promedio de los principales afluentes al Río Guayas (eje de la izquierda) y precipitación diaria promedio de la estación cercana al Puerto Marítimo de Guayaquil (eje de la derecha, color verde); (b) Caudales mensuales promedios de los principales afluentes del Río Guayas teniendo en cuenta la condición El Niño. (CR: con represa; SR: sin represa).	73
Figura 2.10. Crecimiento de la población y de las viviendas en el AE: (a) Distribución de población en la zona rural y urbana; (b) Distribución de la vivienda en la zona rural y urbana según los Censos de 1990, 2001 y 2010.....	76
Figura 2.11. (a) Número de buques y carga que se maneja en la autoridad portuaria de Guayaquil y terminales portuarios; (b) Áreas críticas.	78
Figura 2.12. Industria camaronera: (a) Evolución de las áreas camaroneras dentro de GG y AE; (b) Evolución de las áreas de manglar, camaroneras y áreas salinas dentro del GG; (c) Evolución de la producción camaronera.	79
Figura 2.13. Extracción biológica (a) Unidades extraídas de cangrejos, conchas y pesca artesanal; (b) Encuesta realizada a pescadores muestra la precepción de reducción porcentual de la pesca de diferentes especies nativas (Torres, 2012).	82
Figura 3.1. Área de estudio con las cuatro zonas establecidas.....	89
Figura 3.2. Distribución de hábitats dentro del área de estudio.	90
Figura 3.3. Marco de evaluación de los servicios ecosistémicos.	91
Figura 3.4. Mapa de influencia-dependencia con la ubicación de cada variable en los diferentes cuadrantes.....	104

Figura 3.5. Tendencias históricas de las variables clave.	105
Figura 3.6. Análisis causal. Este gráfico se realizó con el software MICMAC. Las variables clave están marcadas con una elipse azul.	107
Figura 3.7. Importancia de cada hábitat en el suministro de diferentes tipos de SE.	111
Figura 3.8. (a) Comparación (%) de la evaluación de las categorías de SE de cada una de las AP con respecto a la Zona de Canales (ZC); (b) Evaluación de la capacidad de suministro de SE de cada zona en diferentes escenarios.	112
Figura 3.9. Evaluación de la capacidad de los SE por hábitat, escenarios y zonas.	114
Figura 4.1. Área de trabajo. (a) El GG con la ubicación de las estaciones de mareógrafos y los puntos de marea externa; (b) Ubicación de las estaciones de velocidad de la corriente; (c) Ubicación de los llanos arenosos y limosos en el canal de Cascajal.	125
Figura 4.2. Dominio del modelo numérico y de la malla	127
Figura 4.3. (a) Ubicación del DC en un levantamiento; (b) relaciones del DC, geoide y elipsoide para levantamientos referido al elipsoide (LRE). Zo: la distancia entre el DC y el nivel medio del mar; NM: nivel de mar; NMM: nivel medio del mar; PBMV: promedio de bajamares vivas; SEP: superficie de separación; h: altura elipsoidal; N: altura geoidal; PC: profundidad cartografiada; PO: profundidad observada.	133
Figura 4.4. Comparación de niveles y velocidades: (a) Niveles del agua observados (puntos verdes) y simulados (línea negra continua) en las estaciones B, G, H y J; (b) y (c) Velocidades de la corriente en mareas muertas (b) y vivas (c) observadas (puntos azules) y modeladas (línea negra continua).	137
Figura 4.5. Calibración y validación hidrodinámica: (a) Valores de calibración del nivel de agua; (b) y (c) Los valores de calibración de velocidad durante las mareas muertas y vivas; (d) y (e) Los valores de validación de niveles de agua y velocidad.	138
Figura 4.6. Comparación de la amplitud de los armónicos de marea determinados a partir de la elevación observada y modelada de la superficie del mar, en varias estaciones del estuario ubicadas tanto en el Estero Salado como en el Río Guayas.	139
Figura 4.7. Amplitud de los armónicos de marea a lo largo del: (a) Estero Salado (estaciones III, A, B, C, D, F y G); (b) Río Guayas (estaciones IV, I, J y K).	140
Figura 4.8. (a) Amplitud y (b) Fase del armónico mareal M2.	141
Figura 4.9. Factor de forma del sistema estuarino.	141
Figura 4.10. (a) Asimetría de la marea; (b) Tipo de flujo del sistema estuarino (inundación de flujo en verde y refluo en rosa), los cuadrados negros representan las estaciones de marea.	142

Figura 4.11. (a) DC de la estación de mareas B; (b) Superficie desplazada; (c) Superficie final del DC. Las líneas negras representan los canales de navegación y los puntos negros representan las estaciones mareográficas.....	143
Figura 4.12. Perfiles de DC de (a) el Estero Salado; (b) el canal de Cascajal; (c) el Río Guayas.	145
Figura 4.13. Establecimiento de zonificación de mareas: (a) Variación del %RMSE en función del número de grupos de DC de los tres cuerpos de agua; (b) Frecuencia de valores DC en cada grupo de los tres cuerpos de agua; (c) Series reales de DC comparadas con las series reconstruidas de los tres cuerpos de agua.	146
Figura 4.14. Perfiles modelados e interpolados de DC de: (a) Estero Salado; (b) canal de Cascajal; (c) el Río Guayas. SPT: spline en tensión; DIP: distancia inversa ponderada; MH: modelado hidrodinámico.	147
Figura 4.15. Perfiles de DC en diferentes escenarios: (a) Ubicación de la barrera y el área crítica para la navegación; (b) Perfiles del DC en el Estero Salado; (c) Perfiles del DC en el canal de Cascajal; (d) Perfiles de DC del Río Guayas.	148
Figura 5.1. Área de estudio.	155
Figura 5.2. Modelo de cascada: Evaluación de los SE protección contra inundaciones y el control de la erosión.....	157
Figura 5.3. Estructura de los manglares: (a) Áreas y puntos de muestreo; (b) Recolección de datos para obtener: el conteo de manglares (densidad), el diámetro a la altura del pecho (DAP) y la altura de los manglares; (c) Recolección de datos para obtener la estructura de la raíz del manglar.	158
Figura 5.4. Composición de la primera capa del fondo marino.....	163
Figura 5.5. MDE del Área de Estudio: (a) Elevaciones y ubicación de las estaciones de nivelación; (b) Ubicación de los perfiles de nivelación en la isla Trinitaria; (c) Perfiles obtenidos por nivelación geométrica (líneas rojas) y perfiles extraídos del MDE (líneas negras); (d) Nivelación GPS-RTK.....	165
Figura 5.6. Perfiles de monitoreo de la sedimentación.....	166
Figura 5.7. Camaronera: (a) Diseño de una camaronera; (b) MDE de una piscina camaronera con el esquema de la puerta de salida de agua (punto A) y la ubicación de la puerta de entrada (punto B).	169
Figura 5.8. (a) Calibración morfológica del modelo numérico; (b) Cambio de nivel del lecho (modelado y observado) después de un año en la estación M12.	173
Figura 5.9. Evaluación de la protección contra inundaciones: (a) ΔWL_i en condiciones promedio; (b) ΔWL_i en condiciones de El Niño; (c) ΔVi en condiciones promedio; (d) ΔVi en	

condiciones de El Niño; (e) <i>FPIi</i> en condiciones promedio; (f) <i>FPIi</i> en condiciones de El Niño.	174
Figura 5.10. Perfiles de nivel de agua en la zona de manglares en cada uno de los casos modelados.	175
Figura 5.11. (a) Cambio de la elevación del lecho con manglar; (b) sin manglar en condiciones promedio.	176
Figura 6.1. Área de estudio.	188
Figura 6.2. Enfoque conceptual para la valoración de los servicios ecosistémicos.	188
Figura 6.3. Distribución de los caudales diarios (periodo 1988-2015): (a) % <i>RMSE</i> en función del número de caudales representativos seleccionados; (b) La frecuencia en días y los valores de cada uno de los caudales representativos.	201
Figura 6.4. Caudales reales vs caudales reconstruidos con caudales representativos (periodo 1988-2015).	201
Figura 6.5. (a) Concentraciones de salinidad observadas y simuladas durante mareas muertas; (b) Concentraciones de salinidad observadas y simuladas durante mareas vivas.	202
Figura 6.6. Valores observados (diagrama de cajas) y modelados (línea verde) durante la calibración de los modelos: (a) <i>E. coli</i> ; (b) Oxígeno disuelto.	202
Figura 6.7. Tiempo de renovación: (a) TR a lo largo del sistema estuarino; (b)y(c) Variación de la masa del trazador conservativo en dos puntos del Río Guayas.	203
Figura 6.8. (a) % <i>RMSE</i> en función del número de grupos de TR; (b) Valor promedio del TR del CB en cada una de las zonas.	204
Figura 6.9. (a) ΔTR por zonas y por cada caso; (b) ΔTR por cada caso y con una sola zona general.	205
Figura 6.10. (a) y (b) Porcentaje de tiempo promedio de <i>E. coli</i> < 200 NMP/100ml en el caso base; (c) ΔORT entre el caso base y los demás casos por zonas.	206
Figura 6.11. (a) Distribución de la probabilidad de tiempo con <i>E. coli</i> < 200 NMP/100ml en las zonas A y B; (b) Distribución de la probabilidad de tiempo con <i>E. coli</i> < 200 NMP/100mL en las zonas K, L, M, N, O y P.	207
Figura 6.12. (a) (b) (c) Distribución de la probabilidad dentro de los umbrales del oxígeno disuelto, salinidad y temperatura; (d) (e) Probabilidad promedio de la IB en el caso base; (f) Δ Alimento entre el caso base y los demás casos.	208
Figura 6.13. (a) Distribución de la probabilidad de la IB en las zonas A y B; (b) Distribución de la probabilidad de la IB en las zonas K, L, M, N, O y P.	209

Lista de tablas

Tabla 1.1. Gama de usos para la valoración de SE, adaptado de Costanza et al. (2017).....	43
Tabla 1.2. Métodos para la VSE (Costanza et al., 2017; Kubiszewski et al., 2013)	44
Tabla 1.3. Comparación de las principales clasificaciones de SE, adaptado de Maes et al. (2013)	51
Tabla 1.4. Indicadores no monetarios para la valoración de los SE de un ambiente estuarino y acuático	54
Tabla 2.1. Áreas protegidas presentes en el AE.....	72
Tabla 3.1. Afiliación de los miembros del GTI.....	92
Tabla 3.2. Afiliación de los miembros de GAP	92
Tabla 3.3. Usos humanos y tendencias.....	94
Tabla 3.4. Listado de Servicios Ecosistémicos.....	97
Tabla 3.5. Demanda de servicios ecosistémicos por usos humanos: Esta tabla muestra los servicios que alcanzaron la máxima puntuación.	100
Tabla 3.6. Matriz estructural.....	103
Tabla 3.7. Variables clave del sistema.	106
Tabla 3.8. Escenarios tendencial y exploratorio.	108
Tabla 3.9. Evaluación de la importancia que tiene cada hábitat en la provisión de diferentes tipos de SE.....	110
Tabla 4.1. Valores de desplazamiento del datum de la carta a lo largo del sistema estuarino.	144
Tabla 4.2. Diferencia entre los perfiles de DC modelados e interpolados en los canales de navegación	147
Tabla 4.3. Variación del DC bajo diferentes escenarios.....	148
Tabla 5.1. Distribución de manglares en cada sector del área de estudio. DAP representa el diámetro del mangle a la altura del pecho.	171
Tabla 5.2. Geometría promedio del mangle rojo por sector	172
Tabla 5.3. Erosión/sedimentación bajo diferentes escenarios.....	177
Tabla 5.4. Volumen y concentración del agua que circula diariamente durante cada fase lunar	177
Tabla 5.5. Flujo de sedimentos por cosecha y por año.....	177
Tabla 6.1. Variables de estado y coeficiente de los procesos para el modelo Delft3D-WAQ aplicados al sistema estuarino.	197

Tabla 6.2. Parámetros para mediar la idoneidad biológica	199
---	-----

Listado de acrónimos

CN	Capital natural
SE	Servicios ecosistémicos
MEA	Evaluación de Ecosistemas del Milenio (siglas en inglés)
SEI	Servicio ecosistémico intermedio
VSE	Valoración de los servicios ecosistémicos
VNM	Valoración no monetaria
GBE	Gestión basada en el ecosistema
CICES	Clasificación Internacional Común de Servicios de los Ecosistemas (siglas en inglés)
TEEB	Economía de los ecosistemas y la biodiversidad (siglas en inglés)
TIDE	Proyecto Tidal River Development
InVEST	Herramienta de valoración integrada de servicios y compensaciones de ecosistemas
ARIES	Inteligencia artificial para servicios ecosistémicos (siglas en inglés)
MIMSE	Modelo integrado multiescala de servicios ecosistémicos
ISEE	Índice de seguridad ecológica de un estuario
ISO	Índice de salud de los océanos
ERS	Método de levantamiento referenciado elipsoidal (siglas en inglés)
AE	Área de estudio
GG	Golfo de Guayaquil
ZCIT	Zona de convergencia intertropical
AP	Áreas protegidas
TULSMA	Texto unificado de legislación secundaria de medio ambiente
GTI	Grupo de Trabajo Intersectorial
INOCAR	Instituto Oceanográfico de la Armada
GAP	Grupo de Análisis de Prospectiva
SENPLADES	Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo
TEUS	Unidad equivalente a veinte pies (sigla en inglés)
RCA	Regulación de la calidad del aire
RC	Regulación climática
REE	Regulación de eventos extremos o perturbaciones.
RCAg	Regulación de la cantidad del agua
RQA _g	Regulación de la calidad del agua

CEPLAN	Centro Nacional de Planeamiento Estratégico de Perú
MEYEP	Método EyE de prospectiva
ZC	Zona de canales
DC	Datum de la carta
PBMV	Promedio de bajamares vivas
PBM	Promedio de bajamares
MAB	Marea astronómica más baja
NOS	Servicio Nacional del Océano (sigla en inglés)
ZM	Zonificación de marea
LRE	Levantamiento referido al elipsoide
SGNS	Sistema Global de Navegación por Satélite
LEHS	Levantamiento con ecosonda de haz simple
MDE	Modelo digital de elevación
NMM	Nivel medio del mar
EM	Estaciones de mareas
BMV	Nivel de bajamar durante una marea viva
RMSE	Error medio cuadrático (siglas en inglés)
DIP	Distancia inversa ponderada
SPT	Método spline en tensión
NM	Nivel del mar
OHI	Organización Hidrográfica Internacional
SEP	Separación entre superficies
MH	Modelado hidrodinámico
DAP	Diámetro a la altura del pecho
INAMHI	Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología
MPD	Modelo de punto direccional
USACE	Cuerpo de Ingenieros del Ejército de los Estados Unidos (siglas en inglés)
GPS	Sistema de posicionamiento global (siglas en inglés)
PM	Perfiles morfológicos
AKSFAC	Altura de referencia de Van Rijn
ALFABS	Factor de la pendiente longitudinal del lecho para transporte de la carga de lecho
ALFABN	Factor de la pendiente transversal del lecho para transporte de la carga de lecho
PTAR	Plantas de tratamiento de aguas residuales
ETT	Escala de tiempo de transporte

OD	Oxígeno disuelto
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno
SOD	Demanda de oxígeno del sedimento (siglas en inglés)
CB	Caso base
IB	Idoneidad biológica

Listado de símbolos

H_s	Altura de ola significativa
M_x y M_y	Contribuciones externas por fuentes y sumideros
P_x y P_y	Presiones
F_x y F_y	Tensión turbulenta horizontal
ν	Viscosidad de remolino
K	Constante de calibración
Δx	Longitud de celda de la malla en dirección x
u_{ch}	Velocidad característica del área de estudio
D_H	Difusividad de remolino
σ_t	Número de Schmidt
R^2	Coeficiente de correlación
ζ_o	Niveles de agua observados
ζ_p	Niveles de agua predichos
$\bar{\zeta}_o$	Valor promedio de las observaciones de marea realizadas en un mareógrafo
$\eta(t)$	Nivel de agua
A_o	Nivel medio del mar durante un cierto período de tiempo
m	El número de constituyente
f	Factor de amplitud nodal
a_j	Amplitud de marea local de un constituyente
ω_j	Frecuencia del constituyente j
$(v + u)_j$	Argumentos nodales y de Greenwich para el componente de marea j
g_j	Época (retraso de fase) del componente de marea j en relación con el tránsito de la luna sobre la estación de marea
$\sum B_j + errors$	Cambio del nivel de agua inducido por otros factores dinámicos
F	Factor de forma
$A_{r_{M4}}$	Asimetría de la marea con respecto a la constituyente M4
$A_{r_{M6}}$	Asimetría de la marea con respecto a la constituyente M6
θ	Fase de la constituyente
\emptyset_M	Tipo de flujo dominante
DCF	Superficie final del datum de la carta
DC^o	Superficie original del datum de la carta

ε^M	Desplazamientos del datum de la carta
PC	Profundidad cartográfica
PO	Profundidad observada
CSS	Concentración de sedimentos en suspensión
CSS_f	Valor promedio de la CSS de las muestras de agua tomadas a la salida de la piscina camaronera
CSS_o	Valor promedio de la CSS de las muestras de agua tomadas en la estación de bombeo antes que ingresen a los canales de agua
cal_din	Calado dinámico
A	Arfada o movimiento vertical del buque
σ_{PC}^2	Varianza total asociada con la profundidad cartográfica
σ_{PO}^2	Varianza total asociada con la profundidad observada
$\sigma_{cal_din}^2$	Varianza total del calado dinámico
σ_A^2	Varianza total de la arfada
σ_{NM}^2	Varianza total asociada con el nivel del mar
N_o	Número de observaciones realizadas
ΔR	Rango de marea o caudal
DC_MH	Perfil de DC obtenido de la superficie generada con el modelo
DC_SPT	Perfil de DC obtenido de la superficie generada con la interpolación SPT
DC_DIP	Perfil de DC obtenido de la superficie generada con la interpolación DIP
ρ_o	Densidad del agua [kg/m ³]
C_D	Coeficiente de resistencia de la planta
$u(z)$	Perfil de velocidad horizontal [m/s]
D	Diámetro de la planta
$A_p(z)$	Área de la sección transversal de la vegetación
A_r	Porosidad de la vegetación
$k - \varepsilon$	Modelo de cierre de turbulencia
$c^{(l)}$	Concentración de la fracción de masa de sedimento
u, v, w	Velocidades de fluido dirigidas en x, y, z, respectivamente
$\varepsilon_{s,x}^{(l)}, \varepsilon_{s,y}^{(l)}, \gamma \varepsilon_{s,z}^{(l)}$	Difusividades direccionales de remolino de la fracción de sedimento (l)
NC	Número de capas
$w_s^{(l)}$	Velocidad de sedimentación de la fracción de sedimento (l)
E_r	Tasa de erosión

D_r	Tasa de deposición
C_b	Concentración del sedimento cerca del lecho
τ_b	Tensión de corte del fondo
$\tau_{cr,d}$	Tensión crítica de corte definida por el usuario para deposición
$\tau_{cr,e}$	Tensión crítica de corte definida por el usuario para erosión
M_n	Erodabilidad del material del fondo
c	Concentración del lodo en suspensión
c_{bed}	Concentración de la capa superior del fondo
c_{gel}	Concentración gelificante
s	Densidad relativa
ρ_s	Densidad del sedimento
ρ	Densidad del fluido
d_{50}	Tamaño medio del sedimento
d_{sand}	Tamaño de la arena
g	Aceleración de la gravedad
$\theta_{cr,shields}$	Parámetro crítico de Shields
$\tau_{b,cr}$	Tensión crítica de fondo
P_{mud}	Porcentaje de sedimento cohesivo
D_*	Parámetro de la partícula
ΔWL_i	Índice de cambio del nivel de agua
ΔV_i	Índice de cambio de velocidad de la corriente
$HHWS_{NonM_i}$	Niveles más altos de mareas durante las mareas vivas, en el mes de marzo, de la celda i sin cobertura de manglar
$HHWS_{M_i}$	Niveles más altos de mareas durante las mareas vivas, en el mes de marzo, de la celda i con cobertura de manglar
$HCSS_{NonM_i}$	Valor de la velocidad máxima de la corriente de marea durante un ciclo de marea viva en el mes de marzo de la celda i sin cobertura de manglar
$HCSS_{M_i}$	Valor de la velocidad máxima de la corriente de marea durante un ciclo de marea viva en el mes de marzo de la celda i con cobertura de manglar
FPI_i	Índice de protección contra inundaciones en cada nodo i
A_{eNoM}	Área erosionada sin manglar
A_{eM}	Área erosionada con manglar
ES_M	Estimación de sedimentación y erosión con manglares

ES_{NoM}	Estimación de sedimentación y erosión sin manglar
SB_o	Nivel del lecho marino inicial
SB_{M_f}	Nivel del lecho marino con manglar final
SB_{NoM_f}	Nivel del lecho marino sin manglar final
M_{S-E}	Sedimento suministrado/retenido en zona de manglar por hectárea
$M(t)$	Masa total del trazador conservativo que permanece en el sistema en un tiempo (t)
ϕ	Concentración del trazador
$M(0)$	Masa inicial del trazador conservativo
γ	Inversa del tiempo de renovación
t	Tiempo
vol	Volumen
TR	Tiempo de renovación
TR_n	Tiempo de renovación del caudal representativo n
m_n	Número de días que el caudal representativo puntual n representa.
ΔTR	Variación del TR en cada zona
TR_r	Tiempo de renovación del caso base
TR_i	Tiempo de renovación del caso a evaluar
$\%E.coli_r$	Porcentaje de <i>E. coli</i> menor a 200 NMP/100ml del caso de referencia
$\%E.coli_i$	Porcentaje de <i>E. coli</i> menor a 200 NMP/100ml del caso de estudio
ORT	Oportunidades de recreación y turismo
ΔORT	Variación del SE oportunidades de recreación y turismo.
P_{IBr}	Probabilidad de idoneidad biológica del caso base
P_{IBi}	Probabilidad de idoneidad biológica del caso de estudio
$\Delta Alimento$	Variación del SE provisión de alimento
M_i^t	Masa al inicio de un paso de tiempo
$M_i^{t+\Delta t}$	Masa al final de un paso de tiempo

RESUMEN

La naturaleza a través de los ecosistemas provee un stock de bienes y servicios, conocido como capital natural, que puede clasificarse como renovable o no renovable (Costanza y Daly, 1992), de los cuales el ser humano obtiene su bienestar a través de los servicios ecosistémicos (MAE, 2010). El desarrollo de la tecnología permitió al ser humano influir gradualmente en ciertos procesos ecosistémicos, a tal punto que se han alterado de manera significativa casi todos los sistemas de la Tierra (Zalasiewicz et al., 2008). Una de las principales áreas afectadas por la acción del ser humano es la zona costera, la cual ocupa menos del 15% de la superficie emergida de la Tierra y acoge a más del 50% de la población mundial (Ahmed, 2016).

Los estuarios son uno de los sistemas naturales costeros (MEA, 2005a) más complejos debido a que es la interfaz entre los ambientes marinos y fluviales, y, los sistemas acuáticos y terrestres (McLusky y Elliott, 2005). Sus particularidades lo convierten en uno de los ecosistemas más productivos y valiosos del planeta (Costanza et al., 1998). A lo largo de los estuarios se asientan gran cantidad de ciudades y poblados, los cuales se benefician de los servicios ecosistémicos que este ecosistema proporciona. De las 32 ciudades más grandes del mundo, 22 están ubicadas en estuarios (Miththapala, 2013). En Sudamérica, junto a los centros urbanos se desarrollan áreas industriales, zonas agrícolas, instalaciones de acuicultura y zonas portuarias (Barletta et al., 2019). Los diferentes usos humanos han provocado una gran cantidad de presiones y conflictos que amenazan la sostenibilidad de este ecosistema (Carvalho y Fidélis, 2013).

En este contexto, el objetivo general de esta Tesis es evaluar los efectos de las decisiones sobre los usos del capital natural en un estuario tropical, considerando diferentes escenarios, mediante el desarrollo de metodologías de valoración no monetaria de los servicios ecosistémicos que tengan en cuenta su naturaleza no lineal.

Este objetivo general se concreta en la consecución de los siguientes objetivos específicos:

1. Desarrollar una metodología que permita determinar los principales usos y servicios ecosistémicos de un estuario y llevar a cabo una evaluación sencilla y global de la capacidad de suministro de los servicios ecosistémicos proporcionados por los hábitats en un estuario tropical.
2. Desarrollar una metodología para valorar no monetariamente el servicio ecosistémico de agua para navegación.

3. Desarrollar una metodología que permita valorar no monetariamente los servicios ecosistémicos de protección contra inundaciones y el control de la erosión.
4. Desarrollar una metodología que permita valorar no monetariamente los servicios ecosistémicos de depuración y asimilación de aguas residuales, provisión de alimento y oportunidades de recreación y turismo.

El primer objetivo específico fue desarrollado en el capítulo 3, en donde se presentó un enfoque que combinó escenarios prospectivos con una perspectiva basada en el hábitat para evaluar la capacidad de suministro de los servicios ecosistémicos; además de determinar el impacto de las áreas protegidas en un estuario tropical urbanizado. Para evaluar la capacidad de los hábitats para suministrar servicios ecosistémicos se estimó la situación actual y se generaron dos escenarios prospectivos. Se determinó que el hábitat bosque de manglar es el que tiene mayor capacidad para el suministro de servicios ecosistémicos. Los hábitats de áreas salinas, fondos arenosos y limosos, y piscinas camaroneras fueron calificados como de muy poca importancia en la evaluación general de los servicios. Es importante tener en cuenta que el hábitat de la piscina camaronera es un hábitat artificial que, a pesar de su baja puntuación en esta evaluación, su extensión ha aumentado con el tiempo porque es una de las principales fuentes de ingresos y empleo en el país. Se concluyó que el establecimiento de áreas protegidas tiene un impacto positivo; aunque el efecto no es el mismo en todas las áreas protegidas. Se determinó que acciones como la participación comunitaria, la investigación, la educación, la planificación de la gestión y la implementación de infraestructura deben acompañar el desarrollo de un área protegida.

Los estuarios son lugares ideales para la construcción de puertos, marinas, astilleros y rutas para el transporte de productos; ya que proporcionan las condiciones adecuadas para la navegación, la maniobra y el abrigo de los buques (ABP Research, 1999; Lomonaco y Medina, 2005). Por ello se planteó el segundo objetivo, que fue desarrollado en el capítulo 4, en donde se presentó una metodología para evaluar el servicio ecosistémico agua para navegación. En este capítulo se emplearon las series de datos del nivel del mar obtenidas en los nodos de la malla de un modelo hidrodinámico (mareógrafos virtuales) para caracterizar la marea mediante los componentes armónicos, el factor de forma, la asimetría y el tipo de flujo. Para evaluar el servicio ecosistémico agua para navegación se utilizó al datum de la carta como parámetro de referencia por ser el punto desde el cual se mide la profundidad cartográfica y la altura de la marea (Holzhauer et al., 2012; IHO, 1996, 2008). Mediante el empleo de la serie de nivel del mar obtenido en cada nodo de la malla se calculó el datum de la carta en cada nodo, para más tarde generar una superficie

del datum de la carta de todo el sistema estuarino. En este estuario el efecto de la convergencia es mayor que el de fricción, por lo que desde la boca del Río Guayas y Estero Salado se produce un aumento de la amplitud de la marea y una profundización del datum de la carta. Se determinó que la acción antropogénica en el sistema estuarino podría cambiar la ubicación del datum de la carta y por ende tiene consecuencia en el suministro del servicio ecosistémico de agua para la navegación. En el escenario en el cual se retiraba la superficie de manglar, la variación de la ubicación del datum de la carta es mínima, mientras que en el que se ubicaba una barrera en la parte central del Río Guayas, la ubicación del datum de la carta varía considerablemente.

Uno de los principales servicios ecosistémicos que suministra el bosque de manglar es la protección contra las inundaciones y control de la erosión, aspecto que se aborda en el capítulo 5. Para la valoración no monetaria de estos servicios ecosistémicos se empleó el enfoque de cascada modificado, que tiene tres pasos. En el primer paso se caracterizaron las descargas fluviales, las mareas y la estructura de las diferentes especies de manglares. En el segundo paso se ajustó el modelo hidrodinámico utilizado en el capítulo 4 para calibrar el módulo de morfología. De estos dos modelos se obtuvo información de nivel de agua, velocidad de la corriente y nivel del lecho marino. En el tercer paso se empleó la información obtenida en el paso anterior para definir los índices de cambio del nivel del agua (ΔWL_i) y de la velocidad de la corriente (ΔV_i) en cada nodo i . La combinación de estos dos criterios con sus respectivos pesos permitió definir el índice de protección contra inundaciones en cada nodo (FPI_i) en dos escenarios (condición promedio y El Niño).

Los resultados de las simulaciones mostraron que la atenuación del nivel del agua no sigue un comportamiento lineal. A lo largo de los canales principales, hay una banda de valores negativos del ΔWL_i donde el nivel de agua calculado es mayor con cobertura de manglar que sin ella. Hacia la tierra, los resultados del modelo muestran que la extensión de la zona de manglar reduce el nivel del agua por debajo del nivel de la marea, sin vegetación de manglar. Sin embargo, existen lugares en donde la extensión del manglar no fue suficiente para producir este efecto. El bosque de manglar brinda resistencia adicional al flujo, lo que disminuye significativamente su velocidad, por ese motivo encontramos valores altos positivos de ΔV_i en casi todo el manglar. El FPI_i muestra sus valores más bajos en la franja ubicada al lado de los cuerpos de agua debido a los valores negativos de ΔWL , por el efecto de bloqueo de los manglares a las inundaciones de marea.

En lo que se refiere al servicio ecosistémico control de la erosión se determinó que la mayor sedimentación se produce en las zonas localizadas junto a los cuerpos de agua y va

disminuyendo tierra adentro. Dentro de la zona de manglares existe pequeñas áreas de erosión (menos del 1.79% de la zona de manglares). Cuando se retira la cobertura de manglares la erosión aumenta considerablemente, encontrándose la mayor erosión junto a los cuerpos de agua.

En los escenarios de condición promedio y de El Niño, con cobertura de manglar, el balance de sedimentación y erosión es positivo, mientras que en los escenarios sin cobertura de manglar el balance es negativo. Una vez que se elimina la cobertura de la vegetación, la cantidad total de sedimentos que no se retienen es 5,231,429 m³ y 7,401,495 m³ en condiciones promedio y durante El Niño, respectivamente. El sedimento suministrado o retenido en la zona de manglar (M_{S-E}) por hectárea se estimó como la diferencia entre la sedimentación y la erosión con y sin manglar dividida por el área del bosque de manglar. El M_{S-E} global es de 60.6 m³/ha y 85 m³/ha en condiciones promedio y durante El Niño, respectivamente.

En el área de estudio, existe un compromiso del servicio ecosistémico control de la erosión entre los hábitats manglar y piscinas camaroneras. Se realizó una comparación entre la capacidad de retención de sedimentos de estos dos hábitats y se determinó que en la zona de manglar es de ~21.5 y 26.4 g/m²/d en condiciones promedio y El Niño, respectivamente; mientras que la tasa de sedimentación en una piscina camaronera semi-intensiva, la más frecuente en Ecuador (FAO, 2013), se estimó en ~5 g/m²/d. Por lo tanto, el bosque de manglar proporciona un mejor servicio de retención de sedimentos.

En el capítulo 6 mediante el empleo de indicadores indirectos se evaluaron los servicios ecosistémicos de depuración y asimilación de aguas residuales, oportunidades de recreación y turismo, y provisión de alimento. El servicio ecosistémico de depuración y asimilación de aguas residuales se evaluó con el tiempo de renovación (TR), el cual se define como el tiempo requerido para reducir la masa del trazador conservativo originalmente introducido en el cuerpo de agua al 37% (e^{-1}) de su valor inicial (Choi y Lee, 2004; Monsen et al., 2002; Wang et al., 2004). Para esta valoración se consideró que las áreas con mayor tiempo de renovación son más susceptibles a la contaminación que aquellas con menor tiempo. Para considerar la complejidad del sistema estuarino se lo dividió (Sámano et al., 2012) en 16 zonas basada en la distribución del tiempo de renovación. Se establecieron cinco escenarios:

- Caso 1: Sistema estuarino después de la instalación de la represa Daule-Peripa.
- Caso 2: Antes de la instalación de la represa Daule-Peripa.

- Caso 3: Después de la instalación de la represa Daule-Peripa y con esclusas ubicadas en el Estero Cobina (Figura 6.1).
- Caso 4: Después de la instalación de la represa Daule-Peripa y con una barrera ubicada en el Río Guayas, propuesta como una posible solución a las inundaciones que a futuro podría sufrir la ciudad de Guayaquil por el aumento de los niveles de agua (Stenfert et al., 2016) (Figura 4.15a).
- Caso 5: Después de la instalación de la represa Daule-Peripa, con una barrera ubicada en el Río Guayas y esclusas localizadas en el Estero Cobina.

Se empleó el caso 1 como caso base. Los escenarios modelados tienen un patrón similar en donde los valores más bajos de TR se encuentran al inicio del Río Guayas y van aumentando aguas abajo del río, canal Cascajal y aguas arriba del Estero Salado, encontrando los valores más altos junto a la ciudad de Guayaquil, colindante al Estero. La variación de ΔTR en cada escenario se empleó como indicador de este servicio ecosistémico para analizar los escenarios con respecto al caso base. Los valores negativos de ΔTR indican que, dentro de esa zona, en el escenario que se está comparando, el TR_i es mayor. La acción antropogénica produce una disminución en la capacidad del servicio ecosistémico de depuración y asimilación de aguas residuales, mientras que si el valor es positivo indica lo contrario. ΔTR provee información importante a los tomadores de decisión, pues les permite conocer el efecto de sus decisiones sobre el cuerpo de agua en sus áreas de interés. ΔTR muestra valores positivos, en la mayoría de los casos de estudio, en las zonas ubicadas en el canal de Cascajal, y la parte baja del Río Guayas y el Estero Salado, en estas zonas los vertidos de las ciudades y poblados son mínimos. Por otro lado, en las zonas más internas del Estero Salado, que son las de mayor interés, tienen valores de ΔTR negativos en todos los casos y son las que reciben los vertidos de industrias, de una parte de la ciudad de Guayaquil, del Puerto Marítimo de Guayaquil y algunos terminales portuarios y, por lo tanto, lo que ocurre en estas zonas es de interés para los tomadores de decisión.

Para la valoración de los servicios ecosistémicos oportunidades de recreación y turismo, y provisión de alimento únicamente se analizó la contaminación producida por la descarga de aguas residuales de las plantas de tratamiento, no considerándose: 1) La contaminación del agua por la industria (existe escasa información); 2) La contaminación difusa producto de las construcciones ilegales que no poseen un sistema sanitario y que están alojadas principalmente en el interior del Estero Salado; y, 3) La contaminación puntual que se produce por la industria camaronera cuando recircula el agua y vacían las piscinas camaroneras.

El servicio ecosistémico provisión de alimento se evaluó considerando las áreas (idoneidad biológica) donde existe mayor probabilidad para tomar agua con las mejores condiciones biológicas para ser usadas en las piscinas camaroneras. Se emplearon tres parámetros para el cálculo del indicador indirecto idoneidad biológica. Cerca del 93% del área de estudio, en el caso de referencia, cumple con una idoneidad biológica mayor al 97%, lo que significa que este sistema estuarino ofrece condiciones idóneas para la toma de agua para el cultivo de camarón.

El servicio ecosistémico oportunidades de recreación y turismo se evaluó con el indicador indirecto porcentaje de tiempo en que el nivel de *E. coli* es inferior a 200 NMP/100ml (%*E. coli*) durante el día (08:00-18:00), teniendo en cuenta que niveles altos de *E. coli* son un peligro para la salud humana y es un factor que influye en el comportamiento del turista e incide en su percepción acerca de los lugares turísticos que visitar (Pouso et al., 2018). Dentro del área de estudio, en el caso de referencia, el 92% del área de estudio presenta un porcentaje de tiempo mayor al 93% con niveles de *E. coli* menores a 200 NMP/100ml. Las zonas ubicadas cerca de las grandes ciudades presentan los menores valores del porcentaje de tiempo con valores inferiores a 200 NMP/100ml.

SUMMARY

The general objective of the Thesis is to evaluate the effects of decisions on the uses of natural capital within a tropical estuary, in different scenarios, by developing non-economic valuation methodologies of ecosystem services taking into account their nonlinear nature. This general objective is specified in the achievement of the following specific objectives:

1. To develop a methodology to determine the main uses and ecosystem services of an estuary and carry out a rapid and general assessment, through an expert judgment, of the capacity to provide the ecosystem services provided by habitats in an tropical estuary.
2. To develop a methodology for non-monetary valuation of the navigation ecosystem service.
3. To develop a methodology that allows non-monetary valuation of protection ecosystem services against floods and erosion control.
4. To develop a methodology that allows non-monetary valuation of the ecosystem service of water purification and assimilation, provision of food, and recreation and tourism opportunities.

Chapter III: Assessment of ecosystem services of an urbanized tropical estuary with a focus on habitats and scenarios

The approach that was used to assess the availability of the ecosystem services of an urbanized tropical estuary involved three stages: 1) identification of human uses and demand of the ecosystem services; 2) generation of prospective scenarios; and 3) assessment of the importance and capacity of the habitats in order to provide ecosystem services by prospective scenarios. For the construction of the prospective scenarios and the valuation of ecosystem services, two working groups were created:

- The Intersectoral Working Group (IWG): this group was made up of representatives of government institutions and the academy.
- The Prospective Analysis Group (PAG): this group was made up of one shrimp farm manager and three experts who have participated in projects related to the Gulf of Guayaquil. An expert in prospective advised the PAG on the development of the scenarios.

The study area (SA) is located in an estuarine system in the Gulf of Guayaquil (Stevenson, 1981). The SA covers an area of 3,721 km², and it was delimited based on hydrodynamic, salinity, conservation criteria, and the typical uses of the estuarine water. In the North, the city limit of Guayaquil was employed; in the South, El Morro channel in the Estero Salado, and the boundary

of the polyhaline zone of the Jambelí channel in the Guayas River were used; in addition, the intertidal and supratidal zones, populated areas and ports, mangrove forests and the shrimp pools were considered for defining the Lateral Limits (Figure 1).

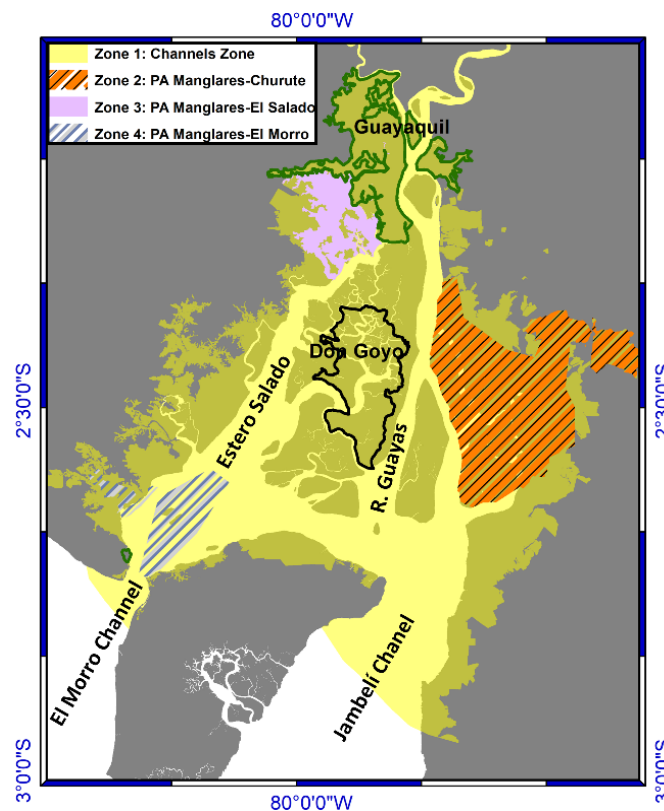


Figure 1. Study area and the four zones established.

The study area was subdivided into four zones based on hydrodynamic and environmental criteria (Figure 1). Zone 1 includes an area that sits outside of the other zones, which we call the “Channels Zone”. Zone 2 includes the PA “Churute Mangroves”. Zone 3 contains PA “El Salado Mangroves”. Zone 4 encompasses the PA “El Morro Mangroves.” Since there is no official classification of habitats within the SA, it was accomplished by taking into consideration the classification of habitats in similar estuarine systems. The following natural habitats were defined (Lund and Wilbur, 2007): salt flats, sand and mudflats, mangrove swamp, sandy-bottom subtidal, muddy- bottom subtidal, oligo-mesohaline water column, and polyhaline water column. Additionally, the shrimp pools were included as a manmade habitat (Carbajal et al., 2010; Templado et al., 2012). The spatial distribution of the habitats is shown in Figure 2.

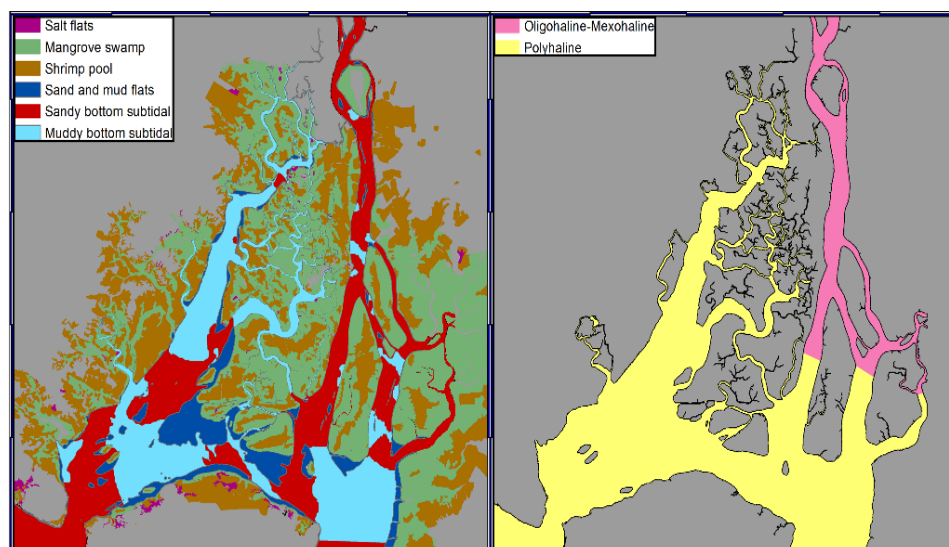


Figure 2. Habitat distribution within the study area.

Identification of human uses and the demand of ecosystem services

The PAG selected 29 human uses which were grouped into 11 sectors based on their similarities and these uses were mapped for a better understanding of the system. The PAG completed a qualitative assessment of the demand of ecosystem services and selected 31 ES. The services with the highest demand were biodiversity, information for cognitive development, and regulation of water quality (including transport of pollutants and nutrient excess, navigation, and regulation of sedimentation and erosion in the water bodies). Likewise, the human use with the highest demand of ES was soil for aquaculture.

Generation of prospective scenarios

Some of the global trends defined by the United Nations for Latin America were considered for this analysis: 1) climate change and 2) citizen empowerment and government transformation.

A condition of change was added to both the environmental trends (2) and the human uses (29) to transform them into variables. The variables were conceptually defined, and one or two indicators were established. These indicators allowed the characterization of their current situation and evolution over time to determine trends or future disruptive events (Godet and Durance, 2007). The 31 variables were used for the construction of a Structural Matrix and the results were plotted on the influence–dependence plane in order to define the key variables. Six key variables were selected and analyzed through their indicators to establish their current values, historical behavioral patterns, and their projected values up to the year 2030. For the quantitative variables to calculate both the current situation and the projected value in 2030, the most appropriate formula for projection was selected and applied. For the qualitative

variables or those that do not have a data series either recovered or collected over time, the trends were obtained through questions to experts or key actors (Balbi, 2014; CEPLAN, 2016) (Figure 3).

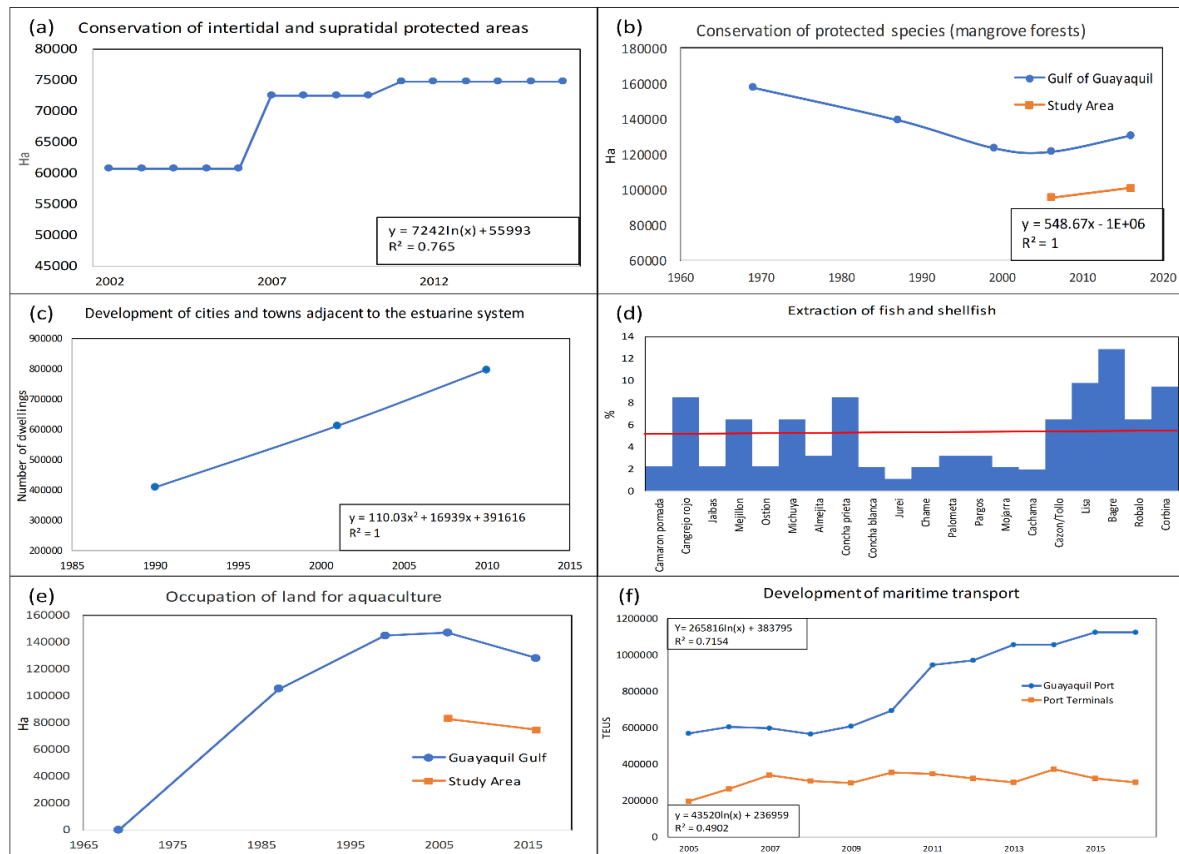


Figure 3 Historical trends of the key variables. (a) PA has a logarithmic growth; (b) In blue, the coverage of the mangrove forests in the Gulf of Guayaquil, and in orange the trend within the SA which has linear growth; (c) Shows a polynomial trend of growth of the homes within the SA; (d) A survey carried out on fishermen shows the percentage reduction of fishing of different native species (Torres, 2012), the red line represents the average of the expressed percentages; (e) In recent years, a decrease of shrimp farms has occurred; the 2016 data reflects the shrimp farms extension from the last legalization census. It is believed that this extension will remain constant in the future because the current legal regulations prohibit new permits for shrimp farms; (f) Cargo growth in both the Port of Guayaquil and the private port terminals show a logarithmic growth, even though the number of cargo ships that sail within the SA has decreased, which indicates that the size of the vessels has increased.

A causal analysis was completed for each of the key variables using the Structural Analysis Matrix analyzing the chains of influences that each key variable has in connection with the rest of the variables (CEPLAN, 2016). It was determined that a strong influence exists in both ways among five of the six key variables, as well as the variables related to the discharge of sewage water, industrial waste, and shrimp pools. Because data regarding the quantity of each type of discharge is not available, these variables were grouped into one.

For our study, the PAG developed two scenarios, the trend-based scenario and an exploratory scenario (Table 1). These scenarios were validated by the IWG.

Table 1. Trend-based and Exploratory Scenarios

Trend-based scenario	Exploratory scenario
14% increase of protected areas extension in the wetland area of "Don Goyo".	No new protected areas were established.
8% increase in mangrove forest areas due to reforestation of abandoned shrimp pools.	A 10% decrease in mangrove forests, mainly outside of protected areas, occurs.
The city of Guayaquil is projected to grow towards the southwest, thus putting pressure on mangrove forest areas located in the western margin of the Estero Salado.	The growth pressure of the city of Guayaquil causes a decrease in the area of mangrove forests outside of protected areas and within the protected area of "El Salado".
A 5% decrease in fishing is projected.	A 6% decrease in fishing is projected.
The transported cargo via maritime routes grows by 11%, the dredging of the main navigation routes is maintained, and the presence of invasive species has increased.	The transported cargo via maritime routes grows by 11%, and the dredging of main navigation routes is maintained, and the presence of invasive species has increased.
The shrimp pool area is maintained. The shrimp production increases due to technological advancements and use of supplemental feeds; the discharge from the shrimp pools increases, thus producing an increment in the pollution of the estuarine system.	The area of shrimping pools increases to an area slightly larger than in 2006. The shrimp production increases due to technological advancements and use of supplemental feeds; the discharge from the shrimp pools increases, thus producing an increment in the pollution of the estuarine system.
The pollution coming from the sewage of the cities and industry has increased even though a new treatment plant was opened in Guayaquil.	The pollution coming from the sewage of the cities and industry has increased even though a new treatment plant was opened in Guayaquil.

Assessment of the importance and capacity of the habitats to provide ecosystem services, by prospective scenarios

Applying the expert criteria of the IWG members, the results of the assessment are shown in Table 2, for the entire SA. The mangrove swamp is the habitat that reached the highest score globally and also in each one of the ecosystem services categories. The water column habitats have essential importance in the provision of water for aquaculture, navigation, regulation of water quantity and quality in the estuary, opportunities for recreation and information for cognitive development. The sand and mudflat habitats have importance for biodiversity, food, and regulation of extreme events or disturbances. The salt flats, sandy- and muddy-bottom and shrimp pool habitats were assessed as very low importance in the general assessment of the ES. It is important to note that the shrimp pool habitat was man-made strictly for breeding purposes of one species. Despite its low scores, in this assessment, its extension has increased over time because it is one of the main sources of income and employment in the country (Fares, 2016).

The expansion of this industry has caused a decrease of almost 96% in the salt flats habitat and nearly 24% in the mangrove swamp habitat, which has produced a reduction in the provision of ecosystem services in these habitats.

Table 2 Assessment of the importance that each habitat has in the provision of different types of SE. AQR: Air quality regulation; CR: Climate regulation; REE: Regulation of extreme events or disturbance; WQR: Water quantity regulation; WQIR: Water quality regulation.

		1	2	3	4	5	6	7	8		9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26		27	28	29	30	31		
	A	P	P	P	P	P	P	P	P		R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R		C	C	C	C	C		
	Supporting	Biodiversity	Provisioning	Food: Animals	Water for industrial uses	Water for aquaculture	Water for energy use	Water for navigation	Raw materials: Renewable soil materials: sand materials	Raw materials: Platform	Regulating	AQR: Removing harmful particles	AQR: Air-water exchange	CR: Carbon sequestration and burial	CR: Heat exchange regulation	REE: Flood water storage	REE: Peak discharge buffering	REE: Water current reduction	REE: Wave reduction	WQR: Drainage of river water	WQR: Prevention of saline intrusion.	WQR: Dissipation of tidal and river energy	WQR: Landscape maintenance	WQIR: Transport of pollutants and excess nutrients	WQIR: Reduction of excess loads coming from the	Erosion and sedimentation regulation by water bodies	Erosion and sedimentation regulation by biological	Prevention of establishment of harmful invasive species	Pollination	Cultural	Aesthetic information	Opportunities for recreation & tourism	Inspiration for culture, art, and design	Spiritual experience	Information for cognitive development	General
Salt flats	2	2	2	2	1	1	1	1	1	5	2	2	1	1	2	3	3	3	2	2	1	1	4	1	2	4	1	2	2	3	2	3	2	2	5	2
Mangrove swamp	5	5	3	5	2	3	1	1	4	5	4	5	5	5	5	5	5	5	3	1	2	5	1	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	4
Shrimp pool	2	2	2	5	1	1	1	1	3	2	2	1	3	1	2	3	3	3	2	4	1	1	2	2	2	2	1	1	1	2	2	2	1	1	5	2
Sand and mudflats	4	4	2	4	1	1	1	1	2	3	3	1	1	1	2	5	4	4	3	4	1	2	3	1	2	3	3	3	1	4	4	4	3	3	5	3
Sandy bottoms subtidal	2	2	1	2	1	1	1	1	2	2	2	1	1	2	2	1	1	1	1	5	1	4	2	1	2	2	2	3	1	3	2	2	2	2	5	2
Muddy bottoms subtidal	3	3	2	3	1	1	1	1	2	2	2	1	1	2	2	1	1	1	1	5	1	4	2	1	2	2	2	3	1	2	2	2	1	1	5	2
Oligo-Mesohaline water column	3	3	3	3	3	5	4	5	3	1	3	1	4	1	2	1	1	1	1	5	5	5	4	5	5	4	1	3	1	3	1	5	3	1	5	3
Polyhaline water column	3	3	3	3	4	5	3	5	3	1	3	1	4	1	2	1	1	1	1	5	5	5	4	5	5	4	1	3	1	3	1	5	3	1	5	3

Based on the results shown in Table 2, Figure 4 shows the spatial distribution of the results of the four categories of ecosystem services for six of the eight habitats (water column habitats were not represented because they overlap with the sandy and muddy bottoms habitats).

The same assessment done for the entire SA was carried out for each zone in order to determine the impact of the establishment of protected areas within the SA. A comparison of the values obtained in each one of the categories of the ES from Zones 2, 3, 4 (protected areas) was performed in regards to Zone 1. Figure 5a shows the percentage variation of the supply capacity, of each one of the protected areas compared to the Channels Zone (CZ) in the current situation. The PA Churute has the highest percentage of differences regarding Zone 1 than the others PAs. The difference occurs because this PA has received a high degree of awareness and participation from stakeholders and decision-makers. In addition, it is an area that receives fresh water from various hydrographic basins (the Churute, Taura, Naranjal, Cañar and the low saltwater of the River Guayas) (Iturralde et al., 2016). PA El Morro has a small difference concerning the Channels Zone in regulation and cultural ES. PA El Salado shows the smallest differences with respect to the Channels Zone, especially in cultural ecosystem services, probably because it is directly affected by the population growth and contamination from the city (being next to the city of Guayaquil), and it has not reached an optimal level of participation and coordination among stakeholders and decision-makers (CIIFEN, 2010; MAE, 2008).

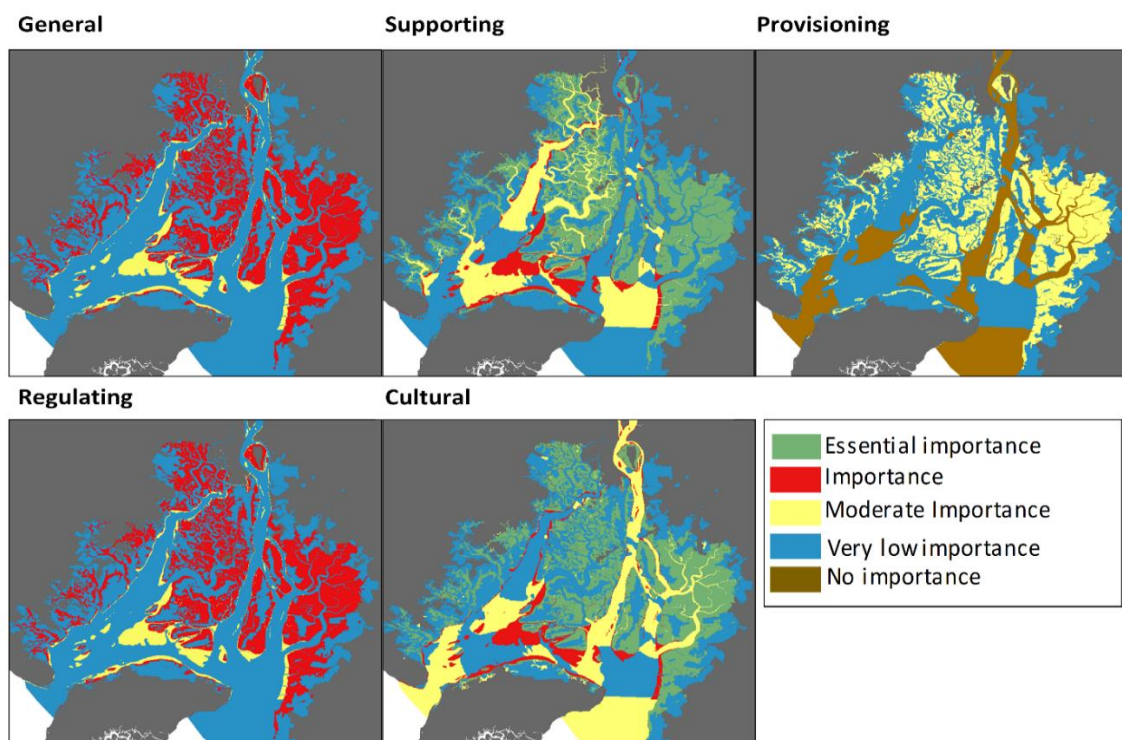


Figure 4. Importance of each habitat in the supply of different types of ecosystem services.

This assessment was completed for each scenario (trend-based and exploratory) and for each one of the defined zones within the study area, using the same question which was used to evaluate the current situation. During the assessment, it was taken into consideration that the capacity is connected to the quality and quantity in which the service is supplied. Figure 5b shows the results of the assessment of the supply capacity of the different ES categories, in each one of the research zones and scenarios. It is apparent that in all the study zones, the supply capacity of ES decreases due to the occurrence of the scenarios. The exploratory scenario has a higher decline incidence in the ecosystem services availability.

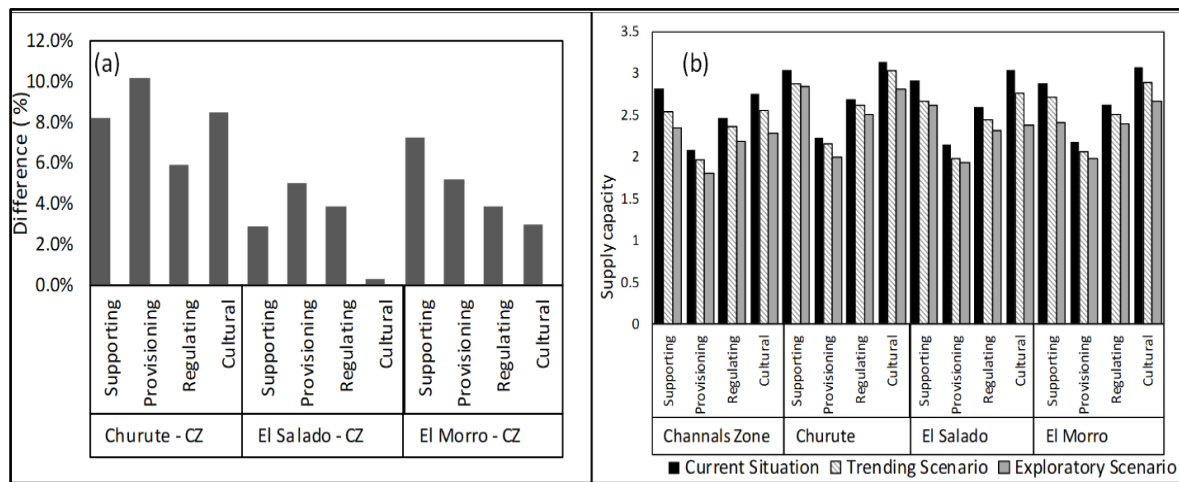


Figure 5. (a) Comparison (%) of the assessment of ecosystem services categories of each of the PAs concerning the Channels Zone (ZC); (b) Assessment of the supply capacity of SE of each zone under different scenarios.

In each one of the habitats, an analysis of the supply capacity of each ecosystem service was carried out by observing their behavior in the current situation and the different prospective scenarios (Figure 6). In the trend-based scenario, it is apparent that the contamination and expansion of concrete outwards from the cities have caused a decrease in various services in the different zones of study. The services that were least affected were those related to quality regulation of air and water quantity. In the exploratory scenario, when the contamination, city size and deforestation of the mangrove forest increased; the expansion of the shrimp habitat produced an increase in both shrimp production and sediment accumulation into the shrimp ponds which later must be removed and used to reinforce the shrimp ponds walls. Therefore, the supply capacity of two ecosystem services (food and the regulation of sedimentation and erosion by the water bodies) increase within the shrimping habitat, thus causing a decrease of other services in the other habitats. As a result, a clear trade-off materialized.

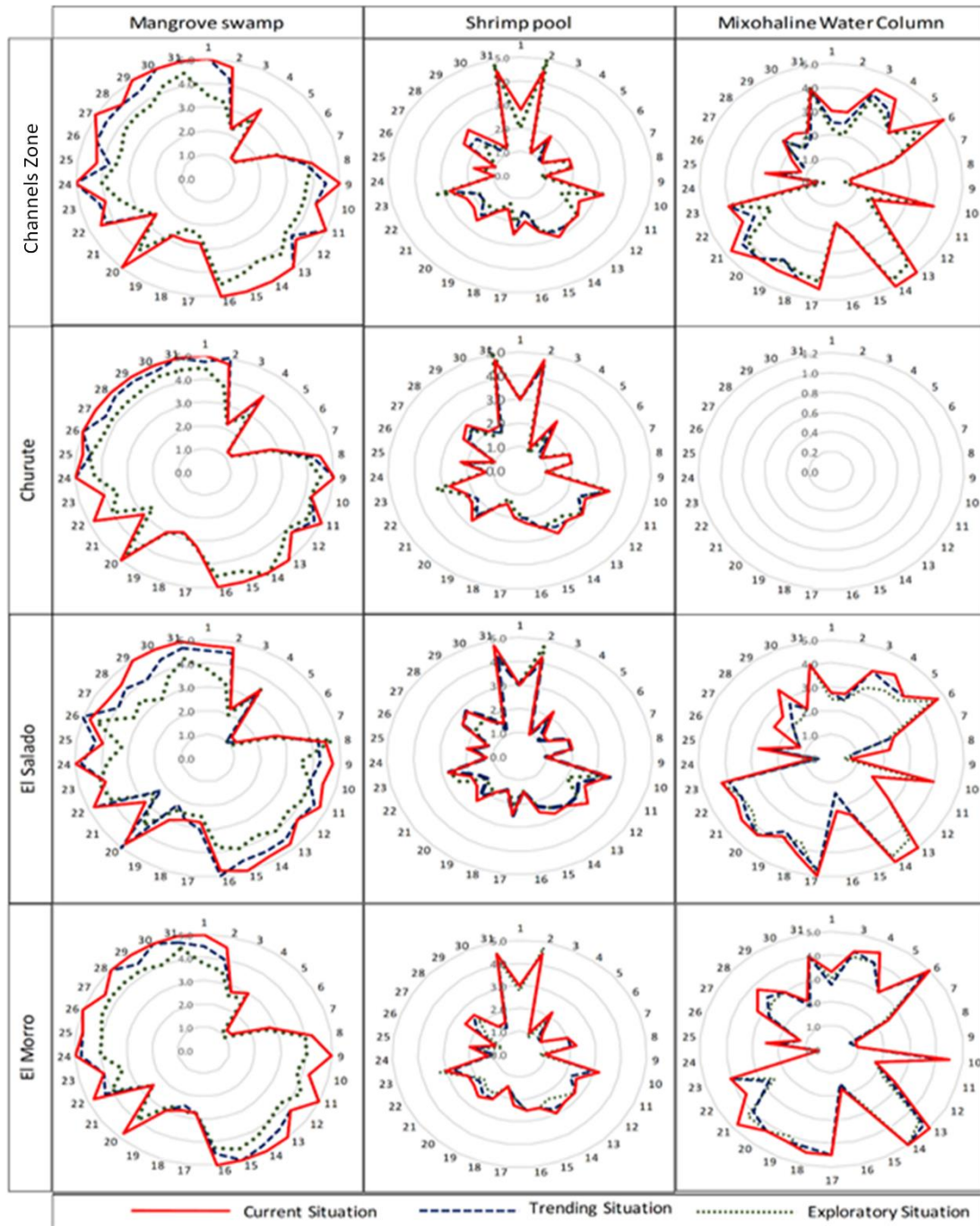


Figure 6. Importance of each habitat in the supply of different types of ecosystem services.

CHAPTER IV: Assessment of the ecosystem service water for navigation

The estuaries are ideal locations for the construction of ports, harbors, and shipyards, since they provide appropriate conditions for navigation, maneuvering, and the sheltering of ships (Costanza et al., 2014). The goal of this chapter was to use a hydrodynamic model to: characterize the tide of a tropical estuary; determine the shape and location of the DC; evaluate the suitability of the use of Ellipsoidally Referenced Surveys (ERS) in this environment, where

the tide is affected by the effects of convergence and friction; and evaluate the behavior of the CD in different scenarios to analyze the impact on the SE of water for navigation. The sea level data series obtained from the nodes of the mesh of a hydrodynamic model (virtual tide gauges) were used to calculate the harmonic constituents, form factor, asymmetry, and estuary type.

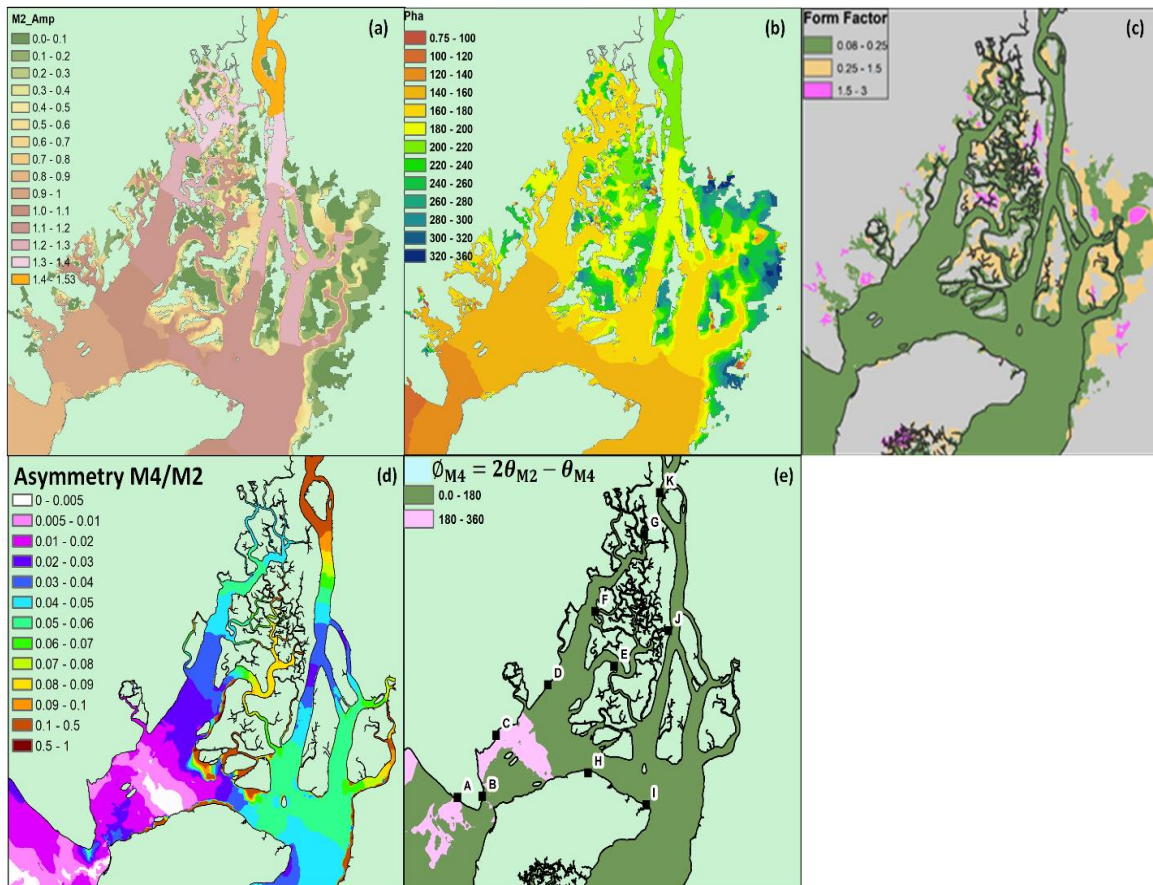


Figure 7. (a) Amplitude of M2; (b) Phase of M2; (c) Form factor of the estuarine system; (d) Asymmetry of the tide; (e) Type of flow (flood in green and ebb in pink), the black boxes represent the tide gauge stations.

Figure 7a, shows the harmonic M2 (the main constituent) increase in magnitude along all the channels and shows a reduction in the mangrove area and in the shoal areas of the Cascajal Channel. This means that the effect of convergence is more important in the channel zones while in the mangrove zone, the effect of friction is greater. In Figure 7b, it is observed how the phase of the harmonic M2 is strongly modified, which causes the propagation of the tidal wave to be delayed upstream due to the convergent morphology of the estuarine system and the variation of the water depth. These factors produce variations in the bottom friction, inducing a reduction in the propagation speed of the tide. The main and secondary channels have a semidiurnal tide, while in the mangrove area, zones with semidiurnal and mixed tides were found, as shown in Figure 7c. From Figure 7d, it can be seen that the Guayas River has higher values of asymmetry

than the Estero Salado. The asymmetry difference indicates that the bed of the river has greater dynamics than the bed of the Estero Salado. From the analysis carried out in each tide gauge, it was determined that, except for tide gauge (TG) stations A and G, the stations show a flow-dominant estuarine system. Figure 7e shows the analysis of the estuary type using the phase values of the harmonic constituents obtained in each node of the mesh. It is observed that the estuary system is mainly flood-dominant, which means that sedimentation mostly occurs towards the interior of the system.

Chart Datum surface

In Figure 8a, the gray circles indicate the lowest low water during each spring period in a year, while the solid black line represents the MLWS or the CD for station B; this value is not constant along the estuary due to the convergence, which amplifies the tidal wave, so the location of the CD changes in each tide station. The sea level series of the hydrodynamic model were used to calculate the CD at each grid node. Even though a suitable calibration of the hydrodynamic model is reached, the magnitudes of the CD could be underrepresented or overrepresented when contrasted with the CD of the TG. For this reason, the offset of the CD was calculated by subtracting the value of the CD in the tide gauge from the modeled CD. The values of the offsets were spatially interpolated through the entire mesh using the tension spline method. Figure 8b shows the offset surface, and Figure 8c shows the DCF surface.

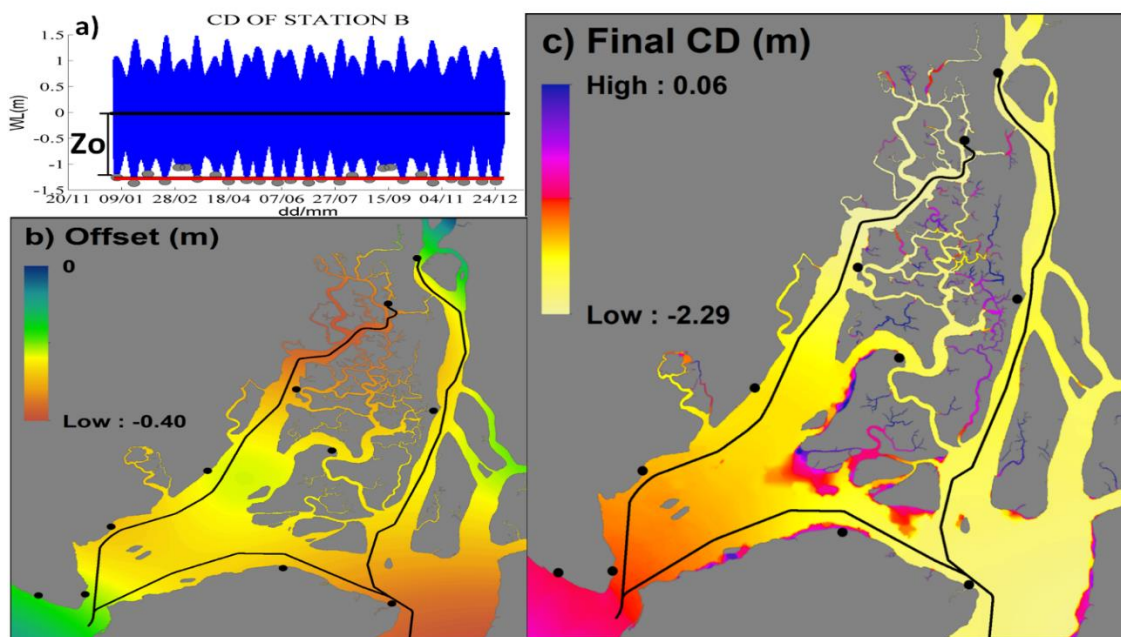


Figure 8. (a) Chart datum of tide station B; (b) Offset surface; (c) Final chart datum surface. The black lines represent the navigational channels and the black points represent de tide gauge stations.

Assessment of the Tide Reduction Methods

Through an iterative process, the value of $n \sim 6$ (to reconstruct the profile of CD profile) in the three water bodies was determined, as shown in Figure 9a. The bin width (Figure 9b) gives us the difference value between tidal zones. Due to the complexity of this estuarine system, three separation values between tidal zones have been found: Estero Salado = 0.19 m; Cascajal Channel = 0.11 m; and Guayas River = 0.049 m.

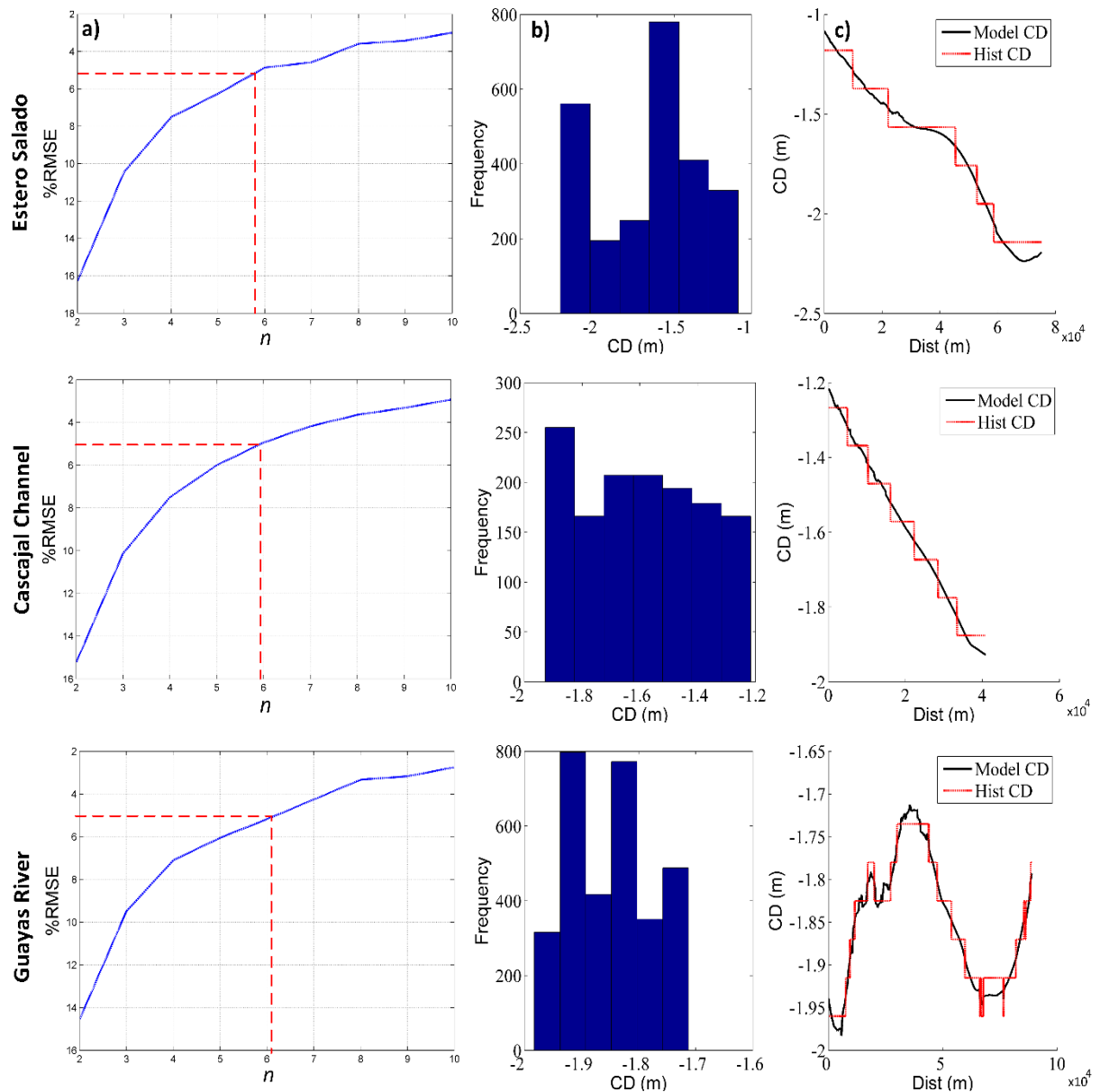


Figure 9. Tidal zoning establishment: (a) Variation of %RMSE as a function of the number of CD groups of the three water bodies; (b) Frequency of the CD at each group of the three water bodies; (c) Real series of CD versus reconstructed series of the three water bodies.

If the separation value determined for the Estero Salado were selected for the entire estuarine system, the shape of the CD in the other two water bodies would not be reproduced adequately,

and errors would therefore be introduced into the final depths. If the value determined for the Guayas River were selected for the entire estuarine system, an excessive number of tidal zones in the Estero Salado and Cascajal Channel would be established. Thus, the hydrographic survey will require an excessive logistical effort.

Using the tidal zoning method, the Estero Salado and Cascajal Channel will require six tidal zones, while the Guayas River will require ~14 tidal zones, as shown in Figure 9c. For this reason, the establishment of tidal zones for hydrographic surveys of special and first order is not very suitable for areas with complex tidal characteristics, due to the logistical effort that is required to install a network of tide gauges allowing for the proper reconstruction of the CD. Therefore, it would be convenient to consider the use of ERS for this type of environment.

Assessment of the ecosystem services water for navigation with the CD in different scenarios

Figure 10 shows the CD^0 profiles of the navigation channels in the current situation and in the two scenarios, and Table 4 indicates the variation, in meters, between the current situation and both scenarios.

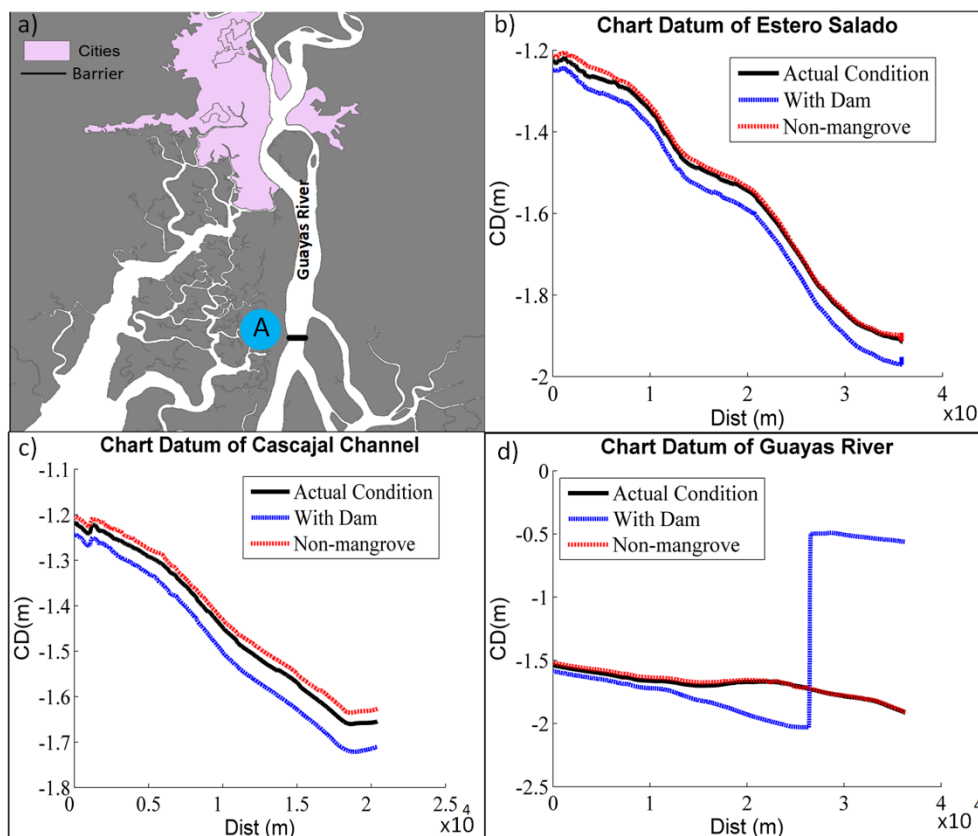


Figure 10. CD profiles in different scenarios. (a) Location of the bar; (b) the Estero Salado profiles; (c) the Cascajal Channel profiles; (d) the Guayas River profiles.

Table 3. CD variation in different scenarios.

CD Profiles	Estero Salado		Cascajal Channel		Guayas River	
	Max Diff	Mean Diff	Max Diff	Mean Diff	Max Diff	Mean Diff
	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)
Dam – Actual cond.	-0.0621	-0.0435	-0.0625	-0.0482	-0.3313	-0.1430
Non-mangrove – Actual cond.	0.0252	0.0111	0.0279	0.0204	0.0278	0.0150

In Scenario 1, the barrier is situated downstream of Guayaquil City, at location A, as shown in Figure 10a. The CD has a different behavior upstream of the barrier than in the rest of the estuary (Figure 10b–d). Upstream, the CD rises to an average of 1.2802 m and the tide levels decrease substantially. Below the barrier, the reflection effect produced by the barrier is observed (Ellison, 2008; Logan et al., 2010). The CD initially has a considerable deepening of around 0.33 m and then reduces to 0.14 m in the rest of the estuary. This scenario could have both favorable and unfavorable effects on navigation in the study area, as some of the ships that navigate these channels require the benefit of the tide to pass through critical areas. In the channels located in the Estero Salado and Cascajal Channel, navigation will benefit from the effect of the barrier, while navigation in the Guayas River will be severely affected, since one of the critical areas is located upstream of the barrier, where the CD rises and the tide levels are reduced.

In Scenario 2, when the mangroves are removed from the study area, the profiles of the CD rise along the entire estuarine system (Figure 10b–d), which means that in this scenario, the water levels tend to decrease. The range of the average variation of the CD in the three channels is from 0.0279 to 0.0111 m. Therefore, the withdrawal of mangrove coverage will have little effect on the CD.

CHAPTER V: Assessment of flood protection and erosion control ecosystem services

The goal of this chapter was to assess the ecosystem services of flood protection and control erosion in a tropical estuary, through indicators that allow evaluating the capacity of mangrove forests to retain sediments, prevent erosion and its contribution in flood reduction in average and extreme climate conditions (El Niño phenomenon). In this chapter, the cascade model was adapted to generate indicators that allow us to assess these ecosystem services (Figure 11).

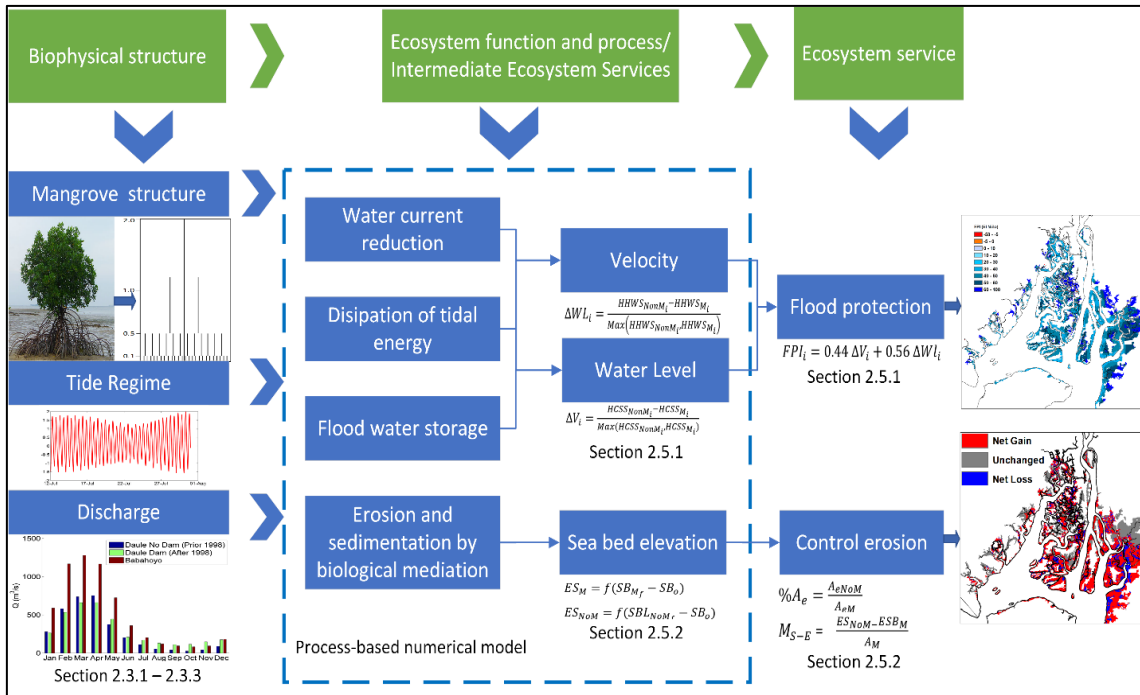


Figure 11. Cascade model: Assessment of flood protection and control erosion ES.

First step: the biophysical structure is related to numbers and characteristics of selected species (biotic diversity) and physical habitat components (abiotic heterogeneity) (Burkhard et al., 2012; La Notte et al., 2017). In the SA both the estuarine system and the mangrove system are closely linked ecosystems (Twilley et al., 2001). Therefore, the mangrove forest (location, species, and types of mangrove forests), river discharge and tides regime were analyzed in this step.

Second step: the intermediate ecosystem services were defined as ecosystem structures, processes, and functions specifically defined with the criteria that they lead in identifiable ways to support final ES provision given a particular social context. An assessment, based on the habitat perspective, carried out in the SA, identified four intermediate ecosystem services related to the flooding protection and erosion control (Zapata et al., 2018):

- 1) Floodwater storage: Storage of storm or extreme spring tides in natural or flood control habitats (Jacobs et al., 2013). This intermediate ecosystem service will be represented by the variation of the water level (ΔWL_i).
- 2) Dissipation of tidal energy: Too high tidal energy exerts continuous hydrological stress on habitat & supporting services and on infrastructures, mainly through water currents (Burling et al., 2003; Jacobs et al., 2013; Uihlein and Magagna, 2016) and water amplitude (Blanton, 1969). The variation of the water level (ΔWL_i) and current velocity (ΔV_i) will represent this intermediate ecosystem service.

- 3) Water current reduction: On intertidal habitats, the mangrove forest strongly reduces water current (Jacobs et al., 2013). This intermediate ecosystem service will be represented by the variation of the current velocity (ΔV_i).
- 4) Erosion and sedimentation regulation by biological mediation: The mangrove forest can trap and retain sediments by their position in the landscape (Jacobs et al., 2013). This intermediate ecosystem service will be represented by the variation of the sea bed level (ES_M and ES_{NoM}). A process-based model was used to simulate the physical processes.

Third step: The model outputs (water level, current speed, bed level change) will be used to generate indicators that allow assessing both the flooding (FPI_i) and erosion control (M_{S-E} and $\%A_e$).

For the assessment two scenarios were modelled with mangrove and without mangrove.

Assessment of the flood protection ecosystem service

Densely populated mangrove trees with a complicated structure decrease the conveyance area and flow velocity (Lee and Shih, 2004; Shih et al., 2015) and raise water surface levels along the estuaries and rivers (Shih et al., 2015). Figure 12a and 12b represent the ΔWL_i values in both scenarios. Along the main channels, there is a band of negative values where the computed water level is higher with mangrove coverage than without it. The average wide of these strips are 755 m and 790 m for average condition and El Niño condition, respectively. These bands occupy ~30% of the mangrove area. Behind this strip, positive values indicate that the mangrove forest has attenuated the tide amplitude below the tidal level without mangrove vegetation. In the inner channels, positive values are found in most of the mangrove zone.

The mangrove forest gives extra resistance to the flow, which decreases significantly the flow speed (Verhagen and Thi Loi, 2012). Figure 12c, 12d represents the ΔV_i values in the average and El Niño condition, respectively. The positive values mean that the flow speed is higher when there is no mangrove coverage than with mangrove. There are less than 0.2% of negative values, mainly located beside the shrimp farm walls while around 90% of the ΔV_i values vary from 62.5 to 100. There is a slight increment of the ΔV_i from the beginning of the mangrove zone to landward.

Figure 12e, 12f shows the FPI_i values, the 99, 82% are positive values. The lower values of FPI_i are in a strip located beside the water bodies. The middle and higher values of FPI_i are located sequentially behind this strip. The location of this band matches the location of the negative values of ΔWL_i . The FPI_i grows landward. The total FPI in the El Niño condition is

41,128,220 while the total FPI in average condition is 37,513,205. The $FPI_{El\ Ni\tilde{no}}$ is bigger than the $FPI_{average}$ due to the flooding area without mangrove is bigger in the El Niño scenario than the average condition scenario.

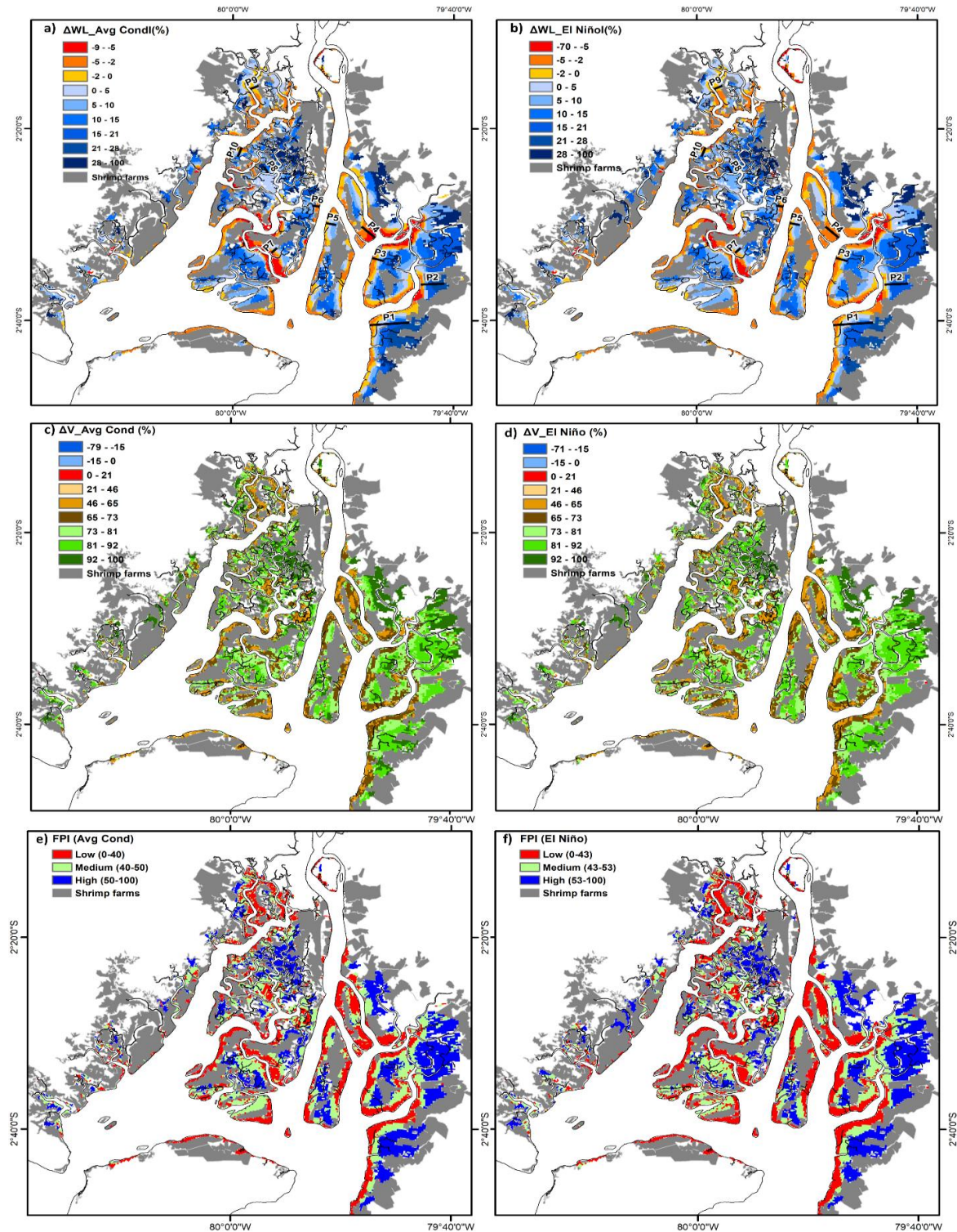


Figure 12 Flood protection assessment: (a) ΔWL_i in average condition; (b) ΔWL_i in El Niño condition; (c) ΔV_i in average condition; (d) ΔV_i in El Niño condition; (e) FPI_i in average condition; (f) FPI_i in El Niño condition.

Assessment of erosion control ecosystem service

Figure 13a shows the calculated sedimentation in the mangrove forest in average condition after one year. The most affected areas by the sedimentation process are some mangrove areas close to the edge of channels. The sedimentation rate in these areas is between 16- 6 cm/y that corresponds to the 1.95% of the mangrove coverage. Landward, the sedimentation gradually decreases; this behavior was observed by Willemsen et al. (2016) during his field measurements. The 1.95% and 90.95 % of the mangrove coverage has a sedimentation rate between 6 -2cm/y and < 2cm/y, respectively. Inside the mangrove zone, there are small eroded areas that represent 1.7% of the mangrove coverage. The erosion rate in these areas is < 1.5 cm/y; this value is within the erosion rate measured in other mangrove forests (Alongi, 2012). The erosion areas are randomly distributed in the mangrove forest. Figure 13b shows the sedimentation and erosion without mangrove forests. The sedimentation and erosion rate have grown considerably. The erosion areas have grown and are mainly located beside the water bodies.

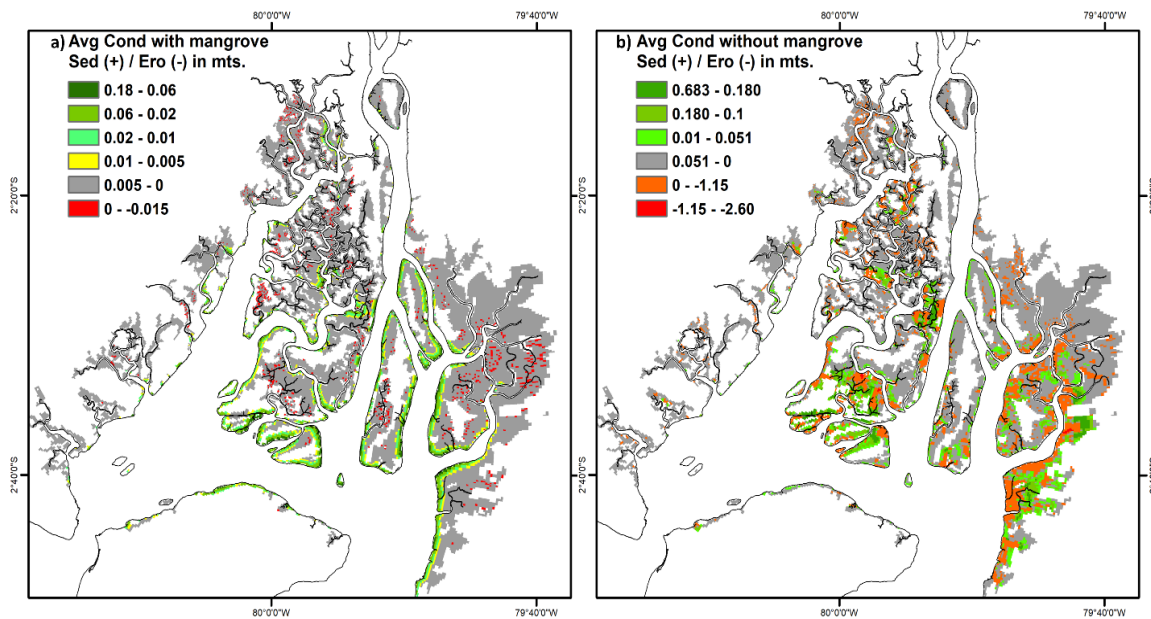


Figure 13 Change in the bed elevation in average condition: (a) With mangrove; (b) Without mangrove.

Table 4 shows the area and volume of sedimentation/erosion in all scenarios. The $\%A_e$ in average condition and El Niño event is 4.9 and 6.6, respectively. In average and El Niño scenarios with mangrove coverage, the balance of sedimentation and erosion is positive while in the scenarios without mangrove the balance is negative. Once the vegetation coverage is removed, the total amount of sediments that are not retained is 5,231,429 and 7,401,495 m³ on average condition and El Niño event, respectively. The global M_{S-E} is 60.6m³/ha and 85/m³/ha on average and El Niño event, respectively. Assuming an average mass of sediment of 1.600 kg/m³

(Liekens et al., 2013), the sediment rate in the mangrove swamp is ~ 21.5 and $26.4 \text{ g/m}^2/\text{d}$ in the average and El Niño condition.

Table 4 Erosion/sedimentation under different scenarios.

Scenarios	Area (ha)			Volume (m ³)		
	Sed.	Erosion	No change	Sed.	Erosion	Ero-Sed
Average condition with mangrove	47,103	3,055	36,122	4,229,625	-5,013	4,224,612
Average condition without mangrove	44,568	14,873	26,840	19,671,012	-20,677,828	-1,006,817
El Niño with mangrove	51,653	2,713	31,915	5,184,147	-10,546	5,173,601
El Niño without mangrove	48,328	17,793	20,160	24,887,821	-27,115,716	-2,227,895

CHAPTER V: Assessment of wastewater treatment and assimilation, food provision and recreation & tourism opportunities ecosystem services

The goal of this chapter was developing proxy indicators, using information obtained from a mathematical model (flushing time, temperature, salinity, dissolved oxygen, and *E. coli*) which allow assessing the ecosystem services of wastewater treatment and assimilation, food provision, and recreation & tourism opportunities. Additionally, these indicators will be used in case studies to assess whether anthropogenic action worsens or improves conditions of the system. The cascade model was adapted to generate indicators that allow us to assess these ecosystem services (Figure 14).

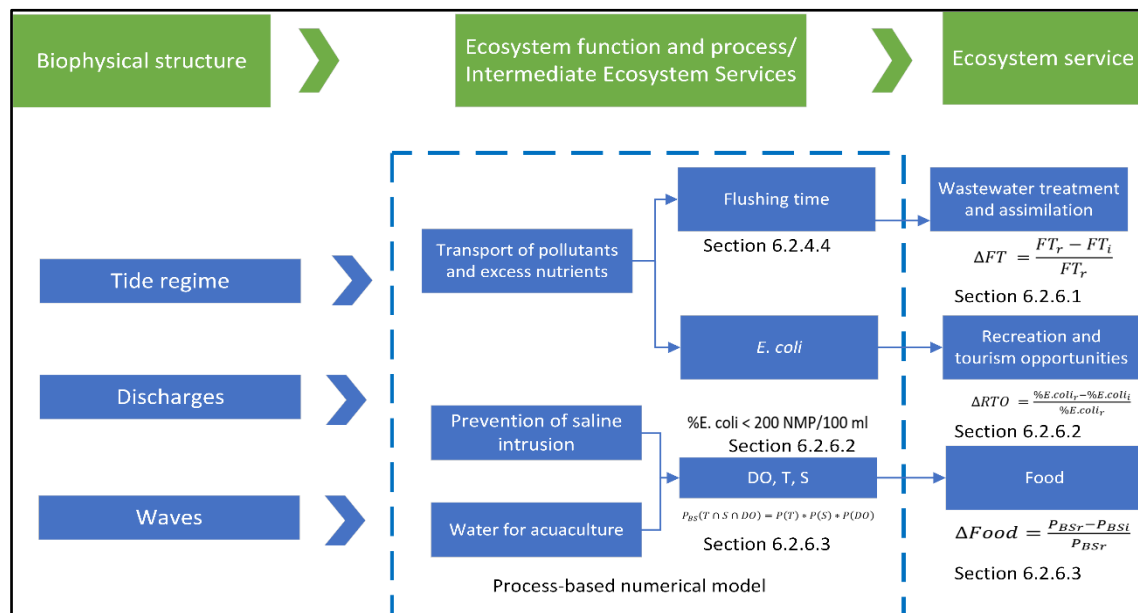


Figure 14. Cascade model: Assessment of wastewater treatment and assimilation, food provision and recreation & tourism opportunities ecosystem services.

First step: In the SA, the discharge of the rivers, the waves and the tidal regime were analyzed.

Second step: in an assessment based on the habitat perspective, carried out in the SA, it was found that intermediate ecosystem service of transport of pollutants and excess of nutrients is related to the ecosystem services wastewater treatment and assimilation, and recreation and tourism opportunities. The intermediate ecosystem services water for aquaculture and prevention of saline intrusion are related to the ecosystem service food provision.

1) Transport of pollutants and excess of nutrients: It is the elimination of pollutants and organic nutrients outside the system by the dissolution in the estuary water mass and transport from the sources to the open sea (Hattam et al., 2015; Jacobs et al., 2013). This intermediate ecosystem service was represented by the flushing time (FT).

Microbial contamination that comes from diffuse and point sources produces negative consequences on the water quality of the beaches and therefore has a negative effect on both the economy and human health (Given et al., 2006; Ofiara and Seneca, 2006). To represent this intermediate ecosystem service for the water quality of the bathing waters, the bacteriological indicator *Escherichia coli* (*E. coli*) was selected (Pouso et al., 2018).

2) Water for aquaculture: The saline water from estuaries is used in the shrimp farms to fill the ponds and to recirculate the ponds water (Cuéllar et al., 2010). It is for this reason that saline water obtained from estuaries must have favorable conditions for the development of the *Penaeus vannamei* species. To evaluate this intermediate ecosystem service the main chemical variables that characterize the estuary water conditions were used (temperature, salinity and dissolved oxygen) (Ponce-Palafox et al., 1997; Tenório et al., 2015).

3) Prevention of saline intrusion: countering of saline tidal wave by fresh water discharge that comes from the contributing rivers (Jacobs et al., 2013). This intermediate ecosystem service was represented by the salinity of the estuary.

Third step: the derivation of appropriate indicators for the evaluation of ecosystem services and their capabilities to provide ecosystem services is carried out in this step. These indicators allow quantifying changes in supply capacities (Muller and Burkhard, 2012). The results of the process-based numerical models (residence time, *E. coli*, dissolved oxygen, temperature, and salinity) were used to generate indicators.

For the assessment of the three ecosystem services, five scenarios were development: Case 1: Estuarine system after the installation of the Daule-Peripa dam; Case 2: Before the installation of Daule-Peripa dam; Case 3: After Daule-Peripa dam with locks in the Cobina creek; Case 4:

After the installation of Daule-Peripa dam with a dike in Río Guayas; Case 5: After the installation of the Daule-Peripa dam, with a dike in Río Guayas and locks in the Cobina creek. Case 1 was renamed as the base case.

Ecosystem services wastewater treatment and assimilation

The flushing time (FT) is defined as the time required to reduce the mass of a conservative tracer introduced originally in the water body to 37% (e^{-1}) of its initial value (Choi and Lee, 2004; Monsen et al., 2002; Wang et al., 2004).

The FT allows us to measure the susceptibility of the estuary by the presence of pollutants due to the areas with shorter retention of contaminants (quicker flushing) will be less susceptible to contaminant discharges than those with longer retentions (Abdelrhman, 2005; Dilorenzo et al., 1994). Usually, for the determination of the FT the waves, tide, the river discharges, and the morphology are considered. In this case, the waves were not considered because the estuarine system is a tidal dominated system (Reynaud et al., 2018), the real tide, and the river discharge were used for the determination of the FT. Through a statistical process, eight representative discharges were determined for the computation. Due to the FT does not take into consideration the estuarine complexity with different spatial behavior. The estuarine system was divided into 16 zones based on the FT distribution.

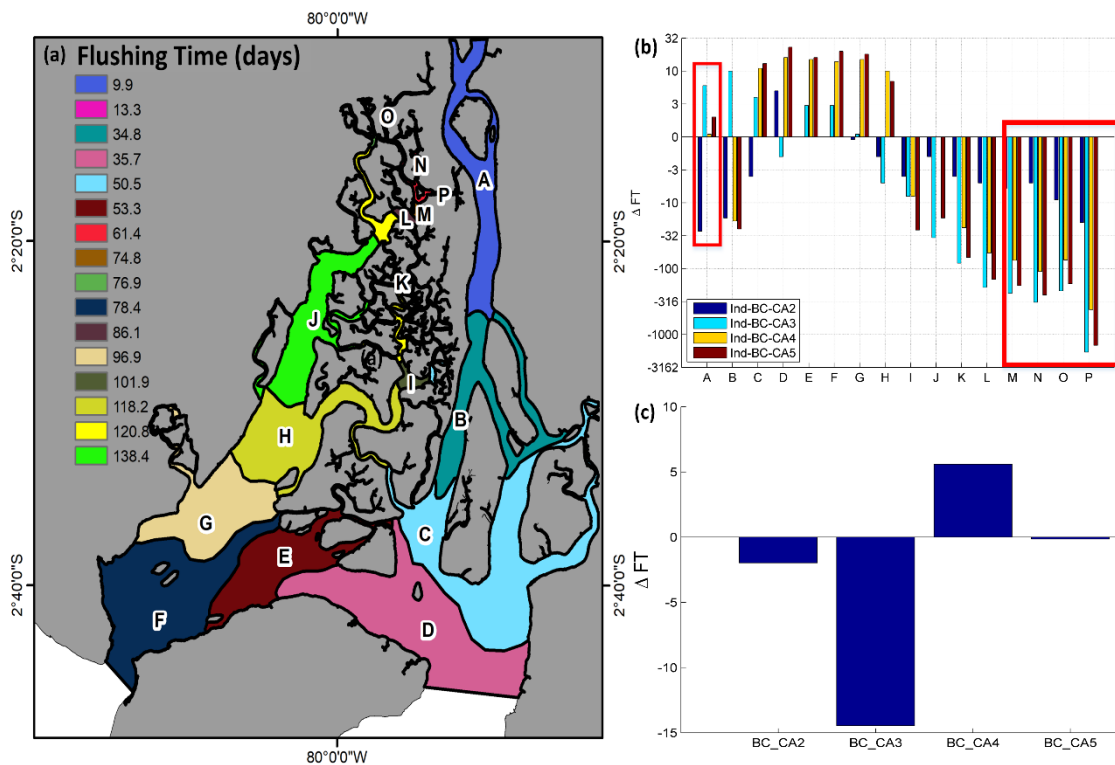


Figure 15. (a) FT by zone; (b) ΔFT by zones and by case; (c) ΔFT by each case in a general zone.

Figure 15a shows the average FT by zone in the base case, the minimum values are in the upper part of the Guayas river then the values grow downstream towards Cascajal channel and Estero Salado, the maximum values of the FT are located in the upper part of the Estero Salado. Figure 15b shows the ΔFT values in each case and in each zone. In the D, E, F zones (Cascajal channel and the Estero Salado mouth) ΔTR is positive which means that the FT_r is bigger than the rest of cases. In zone A (upper part of the Guayas river), ΔFT is positive in all cases except in case 2, which means that in this case $FT_r < FT_2$. In zone B (Lower part of the Guayas river) ΔFT is negative except in case 5 which means that $FT_r > FT_5$. In the zones, M, N, O, P which are the main areas for the study, the values of ΔTR are negative in all cases which mean that FT_r is shorter in these zones. In each of the scenarios, the effect of the action of the human being with respect to the TR is different in each zone. If we consider the entire estuarine system as a single zone, it results in the ΔFT negative in all cases except in case 3, which would have the lowest TR_r value (Figure 15c).

For the evaluation of ecosystem services food provision and recreation & tourism opportunities just was taken into consideration the punctual contamination from sewage treatment plants located in the study area. It was not considered the contamination of *E. coli* produced by: 1) The industry (insufficient information); 2) Diffuse pollution resulting from illegal constructions that do not have a sanitary system and that are mainly housed in zone N; and, 3) The point-source discharges produced by the shrimp industry when the water recirculates and the shrimp pools is emptied.

The food provision ecosystem service was evaluated considering zones with waters with a greater probability of biological suitability (P_{BS}) to be used in shrimp pools. Three parameters were used to calculate the biological suitability proxy dissolved oxygen, salinity, and temperature (Figure 16 a-c). Nearly 93% of the study area, in the case of reference, complies with biological suitability greater than 97%, which means that this estuarine system offers ideal conditions for water intake for shrimp farming (Figure 16d). The variation of this ecosystem service was calculated with $\Delta Food = \frac{P_{BSr} - P_{BSi}}{P_{BSr}}$. Figure 16f shows the $\Delta Food$ values.

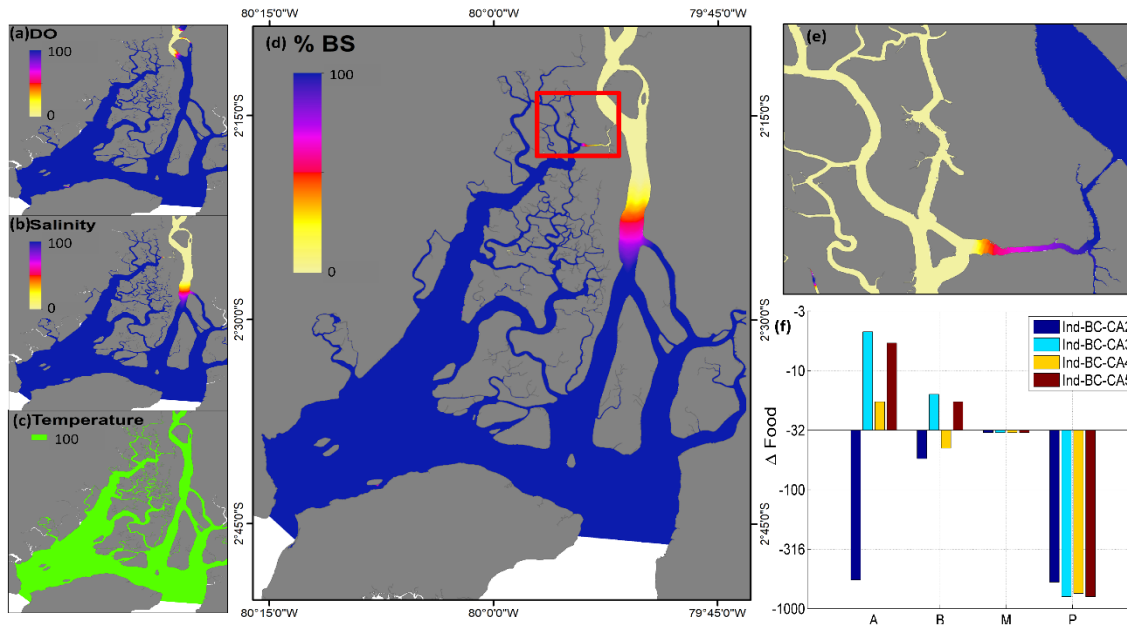


Figure 16. (a) (b) (c) Probability distribution within salinity, temperature and dissolved oxygen thresholds; (d) (e) Probability distribution of the BS in the base case; (f) ΔFood between the base case and the other cases.

The recreation and tourism opportunities ecosystem service were evaluated with the proxy indicator percentage of time in which the level of *E. coli* is less than 200 MPN/100ml during the daylight (08:00 – 18:00) (% *E. coli*). Within the AE, in the reference case, the 92% of the SA has a percentage of time greater than 93% with levels of *E. coli* less than 200 MPN/100ml (Figure 17 a,b). The variation of this ecosystem services was calculated with $\Delta\text{RTO} = \frac{\%E.coli_r - \%E.coli_i}{\%E.coli_r}$,

Figure 17c shows the ΔRTO values.

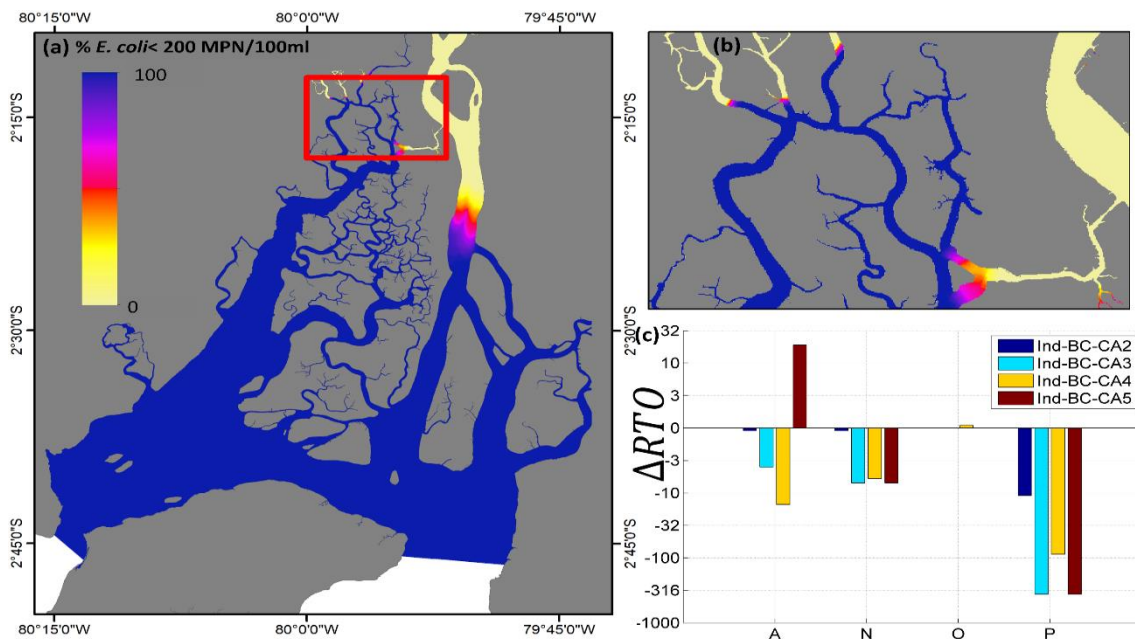


Figure 17. (a) and (b) % *E. coli* distribution in the case base; (c) ΔRTO between the base case and the other cases.

Capítulo 1

Introducción

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Antecedentes

La naturaleza a través de los ecosistemas provee un stock de bienes y servicios, conocido como capital natural (CN), que puede clasificarse como renovable o no renovable (Costanza y Daly, 1992); del cual el ser humano obtiene su bienestar a través de los servicios ecosistémicos (SE) (MEA, 2005a).

En los albores de la humanidad existía una adaptación a los ciclos naturales pero la invención y desarrollo de la tecnología permitió al ser humano influir gradualmente en ciertos procesos ecosistémicos, a tal punto que se han alterado de manera significativa casi todos los sistemas de la Tierra, incluyendo la atmósfera, hidrósfera, litósfera y biósfera (Zalasiewicz et al., 2008). Crutzen (2002) sugirió que habíamos cambiado de la época del Holoceno a la del Antropoceno, debido a los efectos globales producidos por la sobrepoblación mundial y el desarrollo económico, que han provocado un incremento en la demanda de los servicios ecosistémicos, el confinamiento de los ecosistemas y la disminución del CN.

Una de las principales áreas afectadas por la acción del ser humano es la zona costera, la cual ocupa menos del 15% de la superficie emergida de la Tierra y acoge a más del 50% de la población mundial (Ahmed, 2016). Los estuarios son uno de los sistemas naturales costeros más complejos debido a que son la interfaz entre los ambientes marinos y fluviales, y los sistemas acuáticos y terrestres; dando como resultado una elevada variabilidad de las condiciones ambientales físicas, químicas y geomorfológicas (McLusky y Elliott, 2005). Estas particularidades hacen que los estuarios sean uno de los ecosistemas más productivos y valiosos del planeta (Costanza et al., 1998), pero a su vez son zonas donde coexisten grupos con intereses contrapuestos y una diversidad de organizaciones gubernamentales, con competencias y facultades solapadas, y mal articuladas, que ha generado numerosas presiones y conflictos que amenazan la sostenibilidad de este ecosistema (Carvalho y Fidélis, 2013).

1.2 Los servicios ecosistémicos

1.2.1 Conceptualización de los servicios ecosistémicos

El término "servicios de la naturaleza" apareció por primera vez en 1977 en el artículo "¿Cuánto valen los servicios de la naturaleza?" (Westman, 1977). Posteriormente, el término sinónimo

"servicios del ecosistema" apareció en dos publicaciones (Ehrlich y Ehrlich, 1981; Ehrlich y Mooney, 1983).

Costanza et al. (2017) sostienen que el concepto de traducir el trabajo del medio ambiente en beneficio económico del ser humano es mucho más antiguo; por ejemplo, la cuantificación del beneficio económico de las especies de aves como control de plagas que se realizó en el siglo XIX (Whelan et al., 2016) o el papel del medio ambiente en el apoyo a la economía humana, como se propuso en la década de 1970 (Daily, 1997; Kapp, 1970; Qing et al., 2018).

En 1995, tanto la falta de apreciación pública de la dependencia social de los ecosistemas naturales, como de la comprensión del carácter y el valor de los ecosistemas, motivó a un grupo de científicos a publicar el trabajo *Servicios de la Naturaleza: Dependencia Social de los Ecosistemas Naturales* (Costanza et al., 2017; Daily, 1997); los diversos capítulos de este libro abarcan definiciones, historia, valoración económica, servicios globales como el clima y la biodiversidad, servicios que provienen de biomas específicos, incluidos los marinos, de agua dulce, bosques y praderas, y estudios de casos de ecosistemas específicos que incluyen humedales y fynbos sudafricanos (Costanza et al., 2017).

En 1996 se desarrolló un taller titulado "El valor total de los servicios de los ecosistemas y el capital natural del mundo", con la participación de 13 investigadores de diferentes ramas de las ciencias sociales y naturales. En él se realizó un análisis de la literatura existente sobre diecisiete SE a través de dieciséis biomas, utilizando una técnica básica de transferencia de valor que asumió un valor constante por hectárea para cada uno de los biomas. Para toda la biósfera se estimó un valor en un rango de US \$16–54 trillones (10^{12}) por año, con un promedio de US \$33 trillones por año (para el año 1995). Debido a la incertidumbre de la naturaleza, esta valoración debe considerarse como una estimación mínima (Costanza et al., 1997).

Costanza et al. (2014) realizaron una nueva estimación empleando los mismos métodos, pero con valores actualizados y estimaciones de los cambios de usos del suelo entre 1997 y 2011. La estimación de la pérdida de servicios ecológicos en este período, debido al cambio en el uso del suelo osciló entre US\$ 4.3–20.2 billones/año, dependiendo de los valores unitarios utilizados. Tanto el trabajo de Daily (1997) como el de Costanza et al. (1997) provocaron una explosión en la investigación de los SE (Costanza et al., 2017) .

En 2005 se produjo otro hecho clave, las Naciones Unidas publicaron el informe de Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MEA, por sus siglas en inglés), que tenía como objetivo evaluar las consecuencias del cambio del ecosistema en el bienestar humano y establecer la base científica

para mejorar la conservación y el uso sostenible de los ecosistemas y sus contribuciones al bienestar humano. Los cuatro principales hallazgos de esta evaluación fueron (MEA, 2005a):

- 1) Debido a la creciente demanda de alimentos, agua dulce, madera, fibra y combustible, en los últimos 50 años, el cambio de los ecosistemas ha sido mayor que en cualquier otro período de tiempo comparable en la historia humana. Esto ha provocado una pérdida sustancial e irreversible en la diversidad de la vida en la Tierra;
- 2) La degradación de los ecosistemas ha contribuido al bienestar de la humanidad y al desarrollo económico, ganancias que se han logrado a costa del deterioro de varios SE y la exacerbación de la pobreza para algunos grupos de personas;
- 3) La degradación de los SE podría empeorar significativamente durante la primera mitad de este siglo;
- 4) Se requiere de la implementación de políticas, instituciones y prácticas que permitan el uso sostenible de los SE de manera que se pueda revertir la degradación de los ecosistemas.

1.2.2 Definición de servicio ecosistémico

El término SE ha ido ganando vigencia porque transmite la idea fundamental de que los ecosistemas son socialmente valiosos (Boyd y Banzhaf, 2007). El número de documentos que abordan el análisis de los SE está aumentando exponencialmente (Costanza et al., 2017; Fisher et al., 2008), lo que ha permitido que esta idea se extienda. Sin embargo, no se ha logrado estandarizar la definición, medición y clasificación de los SE (Boyd y Banzhaf, 2007; Christie et al., 2012).

Daily (1997) conceptualizó a los SE como las condiciones, los procesos y las funciones de soporte vital del ecosistema. Para Costanza et al. (1997) los SE son los flujos de material, energía e información que fluyen desde el CN y que se combinan con los servicios de capital humano y manufacturado para producir el bienestar de la sociedad. En el evento de evaluación de los ecosistemas del milenio se definió a los SE como “los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas” (MEA, 2005a). Es decir, el término SE generalmente se interpreta como la contribución de la naturaleza a una variedad de bienes y servicios (Barbier et al., 2011).

Boyd y Banzhaf (2007) dieron una definición alternativa, los SE no son los beneficios que los humanos obtienen de los ecosistemas, sino los componentes ecológicos que se consumen o disfrutan directamente para producir el bienestar humano. Para estos autores los servicios son componentes consumidos directamente (estructura incluida), lo que significa que los procesos

y funciones indirectas no son SE. Fisher et al. (2008) basado en estos conceptos propusieron que los SE son los aspectos de los ecosistemas, utilizados activa o pasivamente, para producir el bienestar del ser humano.

El concepto propuesto por Costanza en 1977 fue objeto de mucho debate, por lo que Costanza et al. (2017) establecieron que los SE son las características, funciones o procesos ecológicos que contribuyen directa o indirectamente, consciente o inconscientemente, al bienestar humano, es decir, los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas en funcionamiento. Solo existen si contribuyen al bienestar humano y no pueden definirse independientemente (Braat, 2014).

Esta conceptualización de los SE ha sido interpretada por algunos científicos como una visión antropocéntrica, instrumental o utilitaria de la naturaleza, dado que consideran que la naturaleza solo existe para servir a los seres humanos (Thompson et al., 1994) y no reconoce la dependencia que tienen los seres humanos de la naturaleza y que el ser humano es parte integral de la biósfera. El no aceptar este hecho nos conduciría a poner en riesgo la conservación tanto de la especie humana como de los ecosistemas (Costanza et al., 2017).

Los procesos y funciones del ecosistema contribuyen a los SE, pero no son sinónimos. Los procesos y funciones del ecosistema describen relaciones biofísicas que existen independientemente de si los humanos se benefician o no (Costanza et al., 2017). No obstante, las conexiones entre los procesos y las funciones del ecosistema y el bienestar humano son complejas y las diversas vías aún no se comprenden bien, por lo que debemos adoptar un enfoque pluralista y precautorio para evaluar estas conexiones y valorar los beneficios (Costanza et al., 2017).

Es importante reconocer que los SE son solo una forma de comprender la naturaleza y las relaciones que las personas tienen con el medio ambiente (Luck et al., 2012). No existe una forma correcta de evaluar y valorar los SE. Sin embargo, hay una manera incorrecta, es decir, no hacerlo en absoluto (Costanza et al., 2017).

1.2.3 Esquemas conceptuales de valoración de los servicios ecosistémicos

Para la valoración de los SE, se han desarrollado dos esquemas: el de capitales (Costanza y Daly, 1992) y el de cascada (Potschin y Haines-Young, 2017), los cuales se detallan a continuación.

1.2.3.1 Esquema de capitales

Dentro de la definición de los SE, encontramos el término CN, entendiéndose como capital a un stock que genera un flujo de servicios a lo largo del tiempo (Costanza y Daly, 1992). Este término es útil para conectar la economía humana con sus dimensiones ecológicas, de forma que los beneficios se materialicen. El CN debe interactuar con otras formas de capital que sí requieren la acción del ser humano para construir y mantener bienes. Estos incluyen: 1) capital construido o manufacturado; 2) capital humano; y 3) capital social o cultural (Costanza et al., 2017).

Costanza y Daly (1992) definieron al capital humano como el stock de educación, habilidades, cultura y conocimiento almacenados en los propios seres humanos; y el capital construido o manufacturado, como las fábricas, edificios, herramientas y otros artefactos físicos generalmente asociados con el término capital. Estos dos capitales son conocidos como capital hecho por el hombre. El capital social o cultural describe las redes de conexiones interpersonales, arreglos interinstitucionales, reglas y normas que permiten que ocurra la interacción humana (Berkes y Folke, 1994; Costanza, 2000).

Estos tipos de capital junto con el CN se combinan de maneras complejas para producir beneficio al ser humano. Los SE se refieren así a la contribución relativa del CN a la producción de diversos beneficios humanos, en interacción con las otras formas de capital (Figura 1.1). Estos servicios no fluyen hacia el bienestar humano sin las interacciones cruciales de los cuatro tipos de capital. Como consecuencia, comprender, modelar, medir y administrar los SE requiere un enfoque claramente multidisciplinario (Costanza et al., 2017).

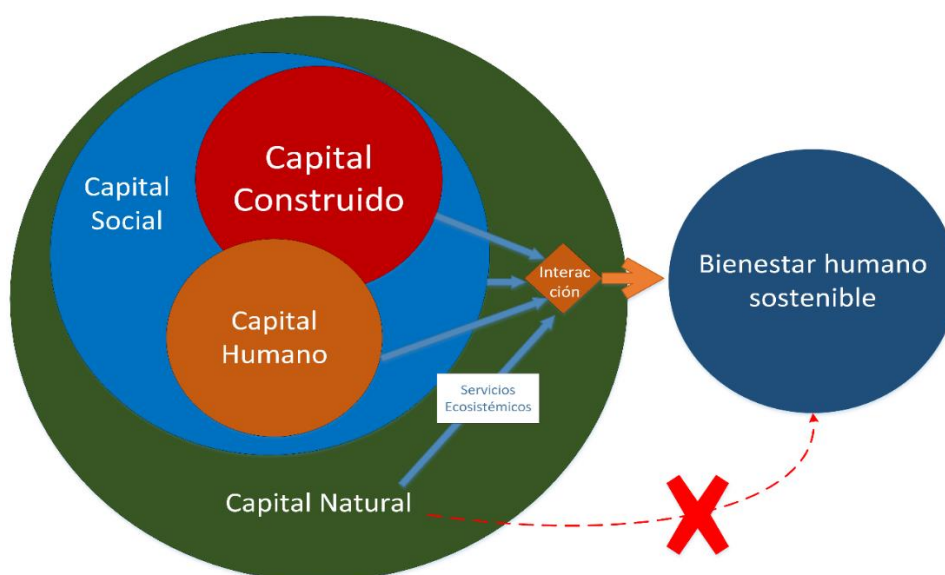


Figura 1.1. Interacción de los cuatro tipos de capital: natural, humano, social o cultural, y construido o manufacturado (Costanza et al., 2014).

Como se puede ver en la Figura 1.1., los capitales se complementan, no son sustitutos uno de otro. El capital construido o manufacturado junto con el humano son los que realizan la transformación de los recursos naturales para crear un producto, proceso que requiere del CN. Esta afirmación se contrapone con lo que expresa la teoría económica neoclásica de que el capital hecho por el hombre es un sustituto casi perfecto de los recursos naturales (capital natural) (Nordhaus y Tobin, 1972). Esta teoría está enfocada al análisis de los procesos de producción, de consumo y sus relaciones, sin considerar que los recursos naturales son los insumos de procesos productivos (Hernández y Arango, 2014) y no son infinitos.

La disminución del CN, de donde fluyen los SE, a niveles críticos podría ser peligroso para el sustento del ser humano, no en vano, un CN igual a cero implica un bienestar humano cero, debido a que no es posible sustituir completamente capital no natural por CN (Costanza et al., 1997). Así, por ejemplo, el capital fabricado por el hombre como las redes de pesca, refinerías, aserraderos y la habilidad del capital humano para operarlos no sustituye y de hecho no tendría valor alguno sin el CN de las poblaciones de peces, el petróleo y los bosques (Costanza y Daly, 1992).

1.2.3.2 Esquema de cascada

El modelo conceptual de cascada representa un esquema de vinculación de la ecología y los marcos económicos de los SE (Haines-Young y Potschin, 2012). Este esquema busca identificar los elementos clave que se deben considerar en cualquier evaluación integral del ecosistema y muestra cómo los SE se encuentran en la interfaz de los componentes biofísicos y sociales de un sistema social-ecológico (Haines-Young et al., 2012).

El marco en cascada vincula las estructuras con el bienestar humano siguiendo un patrón similar a una cadena de producción (La Notte et al., 2017). La Figura 1.2 muestra la distinción que se hace entre estructuras y procesos ecológicos creados o generados por organismos vivos, las funciones, los servicios y los beneficios que las personas eventualmente obtienen; sin embargo, en el mundo real, los enlaces no son tan simples y lineales como en este esquema, por lo que algunos científicos creen que es una simplificación excesiva de una realidad compleja (Costanza et al., 2017). El punto clave que representa este modelo es que hay una cascada que une los dos extremos de una cadena de producción (Haines-Young y Potschin, 2012).

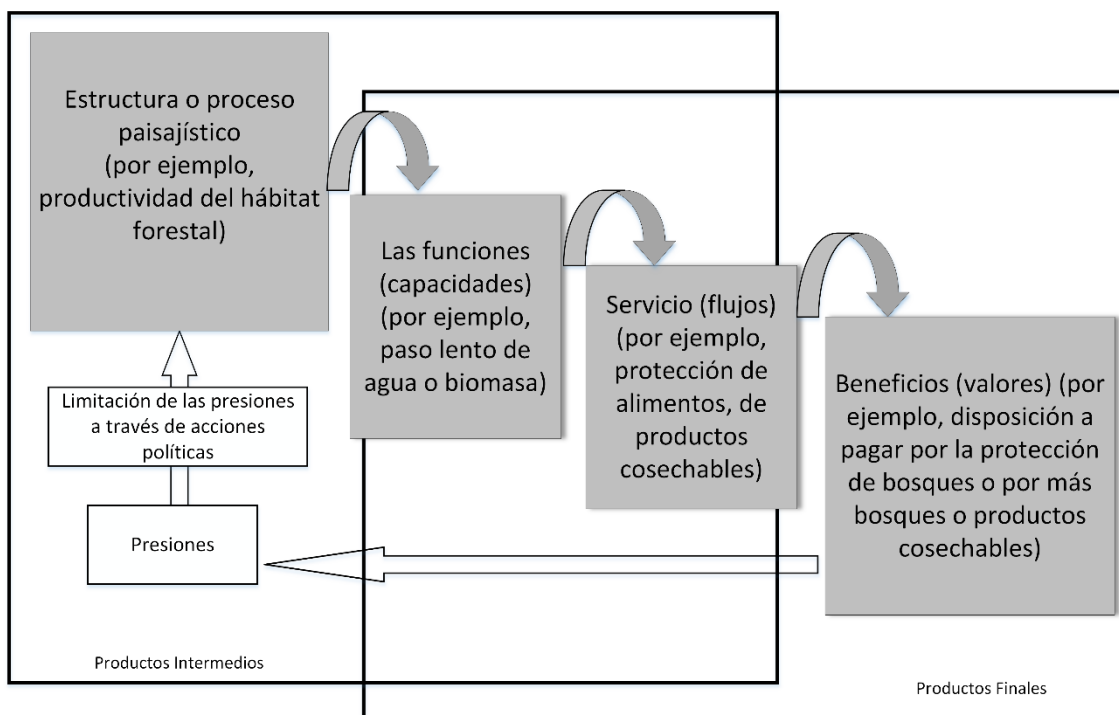


Figura 1.2. Modelo de cascada (Braat y Groot, 2012).

Según este modelo, una función del ecosistema solo se convierte en un servicio si se puede identificar a un beneficiario (Fisher et al., 2008; Haines-Young et al., 2012). En el modelo en cascada, la estructura biofísica y los procesos de un ecosistema determinan sus funciones ecológicas, que definen la capacidad de un ecosistema para prestar un servicio. Esas funciones finalmente proporcionan un flujo de SE que contribuyen al bienestar humano a través de beneficios específicos (Liquete et al., 2013b).

Las estructuras ecológicas en el modelo en cascada se refieren a la composición y distribución de los componentes del sistema (Potschin y Haines-Young, 2011; Saarikoski et al., 2015), siendo entendidos como los productores básicos del ecosistema (Muller y Burkhard, 2012). Los procesos se refieren a cualquier cambio o reacción que ocurra dentro de los ecosistemas, ya sean físicos, químicos o biológicos (Potschin y Haines-Young, 2011; Saarikoski et al., 2015), y son las interacciones complejas entre elementos bióticos y abióticos de los ecosistemas que conducen a un resultado definitivo (Wallace, 2007). El término funciones es empleado con diferentes significados dentro de las ciencias ambientales y en el contexto de los SE (Jax, 2005; La Notte et al., 2017). Algunos autores están de acuerdo en definir a las funciones como la capacidad de la estructura y los procesos ecológicos para generar servicios que satisfagan el bienestar humano (Potschin y Haines-Young, 2011, 2011) y/o el subconjunto de las interacciones

entre las estructuras biofísicas, la biodiversidad y los procesos ecosistémicos que sustentan la capacidad de un ecosistema para proporcionar SE (La Notte et al., 2017; TEEB, 2010).

Saarikoski et al. (2015) plantearon el término servicio ecosistémico intermedio (SEI) para aclarar la ambigüedad sobre el término función del ecosistema. SEI son funciones del ecosistema que conllevan importantes contribuciones positivas hacia el bienestar humano a través de vías indirectas.

Los beneficios son los cambios en el bienestar humano generados por un bien (valor de uso y no uso); el mismo que puede generar diferentes valores, dependiendo del contexto (Bateman et al., 2011). Un beneficio tiene un impacto explícito en los cambios en el bienestar humano, como más alimentos, mejores paseos, menos inundaciones (Liquete et al., 2013a). Potschin y Haines-Young (2017) establecieron que la diferencia entre un servicio y un beneficio, en el modelo en cascada, es que los beneficios son las cosas a las que las personas asignan valor. Quizás la distinción que se busca aquí es entre lo percibido y lo no percibido (o beneficios mal percibidos).

1.2.4 Categorización de los servicios ecosistémicos

La propuesta de categorización de los SE en cuatro grandes tipos, presentada por el MEA (2005), es la más empleada a pesar de su reciente definición (Fisher et al., 2008):

- SE de provisión: Consisten en todos los productos obtenidos de los ecosistemas (MEA, 2005a). La mayoría de los servicios de provisión se conceptualizan como biomasa, alimento, fibra, agua (MEA, 2005a; TEEB, 2010). Los recursos genéticos representan una excepción entre los servicios de provisión, ya que se consideran como información. De hecho, el genotipo o fenotipo de un organismo puede contribuir al desarrollo de fármacos o a la bioingeniería (La Notte et al., 2017).
- SE de regulación: Se define como los beneficios obtenidos de la regulación de los procesos del ecosistema, que incluyen, por ejemplo, la regulación del clima, el agua y algunas enfermedades humanas (MEA, 2005a). Los servicios de regulación y mantenimiento son los procesos físicos, químicos y biológicos que sustentan los sistemas de soporte vital y otros servicios ecosistémicos. Desempeñan un papel importante para el ser humano, produciendo el aire que respiramos, manteniendo la integridad del sistema y mitigando los impactos humanos (Thrush et al., 2013).
- SE cultural: Estos son los beneficios no materiales que las personas obtienen de los ecosistemas a través del enriquecimiento espiritual, el desarrollo cognitivo, la reflexión, la

recreación y las experiencias estéticas (MEA, 2005a). Los servicios culturales describen aspectos sociales y la mejora de la calidad de vida (Thrush et al., 2013).

- **SE de apoyo:** Son aquellos necesarios para la producción de todos los demás SE. Se diferencian de los servicios de provisión, regulación y culturales en que sus impactos en las personas a menudo son indirectos u ocurren durante un tiempo muy largo; mientras que, los cambios en las otras categorías tienen impactos relativamente directos y a corto plazo en las personas (MEA, 2005a).

La categorización presentada por MEA (2005) ha sido criticada debido a que no se ajusta a todos los propósitos, y esto se ha señalado para contextos relacionados con la contabilidad ambiental, la gestión del paisaje y la valoración, para los cuales se han propuesto clasificaciones alternativas (Boyd y Banzhaf, 2007; Fisher et al., 2008; Wallace, 2007). Costanza et al. (2017) incluyeron en la definición de los SE de provisión, regulación y cultural que estos servicios son producto de la combinación de los tres capitales (social, humano y construido).

1.2.5 Valoración de los servicios ecosistémicos

Además de describir y comprender las estructuras, procesos y funciones que soportan los SE, es importante valorarlos (Lieken et al., 2013). Estimar el valor es un proceso mental que implica la evaluación de situaciones, comparándolo con algún valor de referencia y tomando decisiones sobre si actuar o no (Costanza et al., 2017). La valoración puede referirse a la evaluación de un valor monetario, pero también a una estimación o apreciación del significado o valoración no monetaria (Dendoncker et al., 2013). Groot et al. (2015) equipararon el término importancia con valor, mientras que Maris y Bechet (2010) sostienen que los valores son contextuales, relativos a un lugar determinado, a un tiempo determinado y a un determinado grupo de personas que enfrentan un problema y participan en una acción colectiva.

Debido al incremento de las presiones y usos al que está sometido un sistema, la valoración de los SE se emplea cuando se tiene que elegir entre diferentes alternativas que conducen a distintos resultados en términos de provisión de los SE (Lieken et al., 2014). Costanza (2000) sostiene que los seres humanos tenemos que tomar decisiones y compensaciones con respecto a los SE y esto significa que se requiere una valoración previa de las diferentes alternativas existentes. Es decir, la valoración puede verse como el paso previo a la toma de decisiones. Los tomadores de decisión, una vez que se tiene claro los valores monetarios y/o los no monetarios, pueden visualizar las consecuencias que tiene mantenerse en un status quo u optar por algunas de las alternativas disponibles (Daily et al., 2000). La valoración también puede ser útil en otros

contextos de políticas, incluida la sensibilización, la contabilidad ambiental, el diseño de incentivos y en la información de procesos de litigio donde se reclaman compensaciones económicas por daños ambientales (Gómez-Baggethun y Barton, 2012).

Los procesos de valoración son difíciles y están llenos de incertidumbres, a pesar de ello deben ser llevados a cabo, ya que toda decisión que se tome sobre los ecosistemas requiere disponer de una valoración (en términos monetarios o no monetarios) (Costanza et al., 1997).

Se ha criticado que esta visión de la valoración de la naturaleza es esencialmente antropocéntrica y se centra en el bienestar humano (Hasler et al., 2016). Muchos investigadores sostienen que valorar los SE y el CN es inapropiado y se debe preservar y proteger la naturaleza estrictamente por sí misma, por su valor intrínseco (Chee, 2004; McCauley, 2006), debido a que es más valiosa que cualquier otra alternativa posible. Esta perspectiva involucra una valoración implícita (Costanza et al., 2017), sesgada a una protección total de la naturaleza. Este argumento puede ser válido en ciertas ocasiones, pero no es real ni práctico, ya que la necesidad de bienestar del ser humano muchas veces nos obliga a apropiarnos parcial o totalmente de ecosistemas para obtener suministros o desarrollar infraestructuras. Por lo tanto, ser más explícito sobre el valor de los SE y el CN ayuda a la sociedad a tomar mejores decisiones en cuanto a la utilización de la naturaleza (Braat y Groot, 2012; Groot et al., 2010).

El objetivo final de la valoración de los SE es contribuir a un uso de los recursos más sostenible y equitativo, para mejorar el bienestar de cada individuo, ahora y en el futuro (Daily et al., 2000; Dendoncker et al., 2013). Este objetivo es concordante con el desarrollo sostenible, el cual busca satisfacer las necesidades de las generaciones actuales sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades (Dendoncker et al., 2013).

La valoración de los SE se puede realizar a múltiples escalas espaciales y temporales, según el uso que se persiga. Realizar una valoración sin tener en cuenta estas características podría llevarnos a conclusiones erróneas. Por esta razón es importante identificar los métodos de valoración más adecuados en función del objetivo que se persiga (Costanza et al., 2017). En la Tabla 1.1, se enumeran algunos de los posibles usos potenciales de la valoración de los SE, que van desde aumentar la concienciación hasta el análisis detallado de varias opciones y escenarios de políticas (Costanza et al., 2017). Además, un mismo uso se puede valorar a diferentes escalas y niveles de precisión, dependiendo del objetivo que se busque.

Los procesos de valoración pueden demandar esfuerzos de diferente magnitud que van desde análisis a nivel de biomasa a escala global, a análisis de escala local donde los contextos

ecológicos y socioeconómicos muy específicos pueden requerir información más dinámica, espacialmente explícita y una mayor participación de la comunidad en el proceso de valoración (Hedden-Dunkhorst et al., 2015). Por ello, constituye un desafío desarrollar un método de evaluación estandarizado a escala del paisaje, ya que es difícil compilar información procedente de distintas fuentes y obtenidas con diferentes metodologías (Wurster y Artmann, 2014). Es importante tener en cuenta que ninguna técnica de valoración es perfecta y debe equilibrarse los requisitos del análisis con los datos y recursos disponibles, recordando que la incertidumbre siempre será un problema (Costanza et al., 2017).

Tabla 1.1. Gama de usos para la valoración de SE, adaptado de Costanza et al. (2017)

Usos	Escalas espaciales apropiadas	Precisión necesaria
Incrementar la conciencia y el interés	Regional a global	Baja
Cuentas nacionales de ingresos y bienestar	Nacional	Mediana
Análisis de políticas específicas	Múltiple dependiendo de la política	Mediana a alta
Planificación de uso de tierras urbana y regional.	Regional a global	Baja a mediana
Pago por servicios ecosistémicos	Múltiple dependiendo del sistema	Mediana a alta
Contabilidad completa de costos	Regional a global, en función de las escalas de las corporaciones internacionales	Mediana a alta
Fideicomisos de activos comunes	Regional a global	Mediana

Todo tipo de valoración será imperfecta, especialmente si no se tiene claro el papel que tiene un SE en una comunidad (Norton et al., 1998). Es por este motivo que todo estudio debería estar acompañado de la determinación de la incertidumbre (Hattam et al., 2015). Como se ha mencionado previamente, el valor de un SE puede expresarse en unidades monetarias (Bockstael et al., 2000; Costanza et al., 1997; Lerouge et al., 2017; Obeng y Aguilar, 2018) y no monetarias (unidades de tiempo, unidades de trabajo o en términos relativos, utilizando una variedad de indicadores) (Brown et al., 2006; Campbell y Brown, 2012; Dong et al., 2012; Fioramonti, 2014).

1.2.5.1 Valoración monetaria

Los métodos monetarios evalúan el valor económico del SE desde el lado del consumidor. En términos estrictamente económicos, representan la disposición a pagar, ya sea por el flujo de servicios recibidos o como compensación por su pérdida (Costanza et al., 2017). Este enfoque cuantifica los valores basados en las preferencias humanas. Existen dos métodos principales para cuantificar estos valores: preferencias reveladas y declaradas (Costanza et al., 2017; Haab

y McConnell, 2002; Qing et al., 2018). La preferencia revelada implica el análisis de elecciones individuales en entornos del mundo real e infiere un valor de esas elecciones observadas (Costanza et al., 2017). Este método puede ser usado para valores de uso directo e indirecto. Los métodos de preferencia declarados se basan en las respuestas de los individuos a escenarios hipotéticos que involucran SE e incluyen valoración contingente y experimentos de elección estructurada (Fioramonti, 2014).

Existen varios métodos directos e indirectos para estimar el valor de los SE, que varían en los recursos, tanto financieros como humanos que se requieren, pero también en la precisión de los resultados que se obtienen (Kubiszewski et al., 2013). La Tabla 1.2 resume los métodos que existen para realizar la valoración de los servicios ecosistémicos (VSE).

Tabla 1.2. Métodos para la VSE (Costanza et al., 2017; Kubiszewski et al., 2013)

Método	Definición	Ventaja	Limitación
Transferencia básica del valor	Obtiene una estimación económica del valor de mercado y no mercado de los servicios a través del análisis de estudios que se han llevado a cabo previamente para valorar servicios similares. Es la aplicación de valores y otra información del sitio de estudio original a un nuevo sitio	Se usa cuando no hay recursos y/o tiempo disponible para hacer un estudio de recolección de datos en el terreno más detallado	Asumir un mismo valor para diferentes lugares puede ser un error debido a la diferencia en el contexto socioeconómico, la heterogeneidad espacial y otros
Transferencia de valor modificado por expertos	Es similar a la transferencia de valor. Requiere que expertos, con conocimiento de las condiciones del ecosistema local, ajusten los valores transpuestos para aplicarlos al sitio local directamente	Es más costoso que la transferencia de valor básico	Proporciona valores un poco más precisos
Transferencia de valor estadístico	Se realiza un meta-análisis de varios estudios que capturaron los valores monetarios de SE y se construyen modelos de sistemas estadísticos o dinámicos espacialmente explícitos que incorporan valoración	Se pueden determinar valores más exactos y precisos	
Modelado funcional, espacialmente explícito	Permite la cuantificación de los efectos de diversas condiciones ambientales derivadas del cambio en el uso del suelo a lo largo del tiempo. Estos modelos pueden presentarse en múltiples formas, incluidas estadísticas y como simulaciones de sistemas dinámicos	Proporciona información temporal, información espacial detallada y la capacidad de ejecutar escenarios para mejorar la gestión	Es más lento y costoso que los demás métodos

El enfoque de los SE basado en el capital presenta varios problemas que se detallan a continuación:

- Los métodos de valoración económica están basados en percepciones o preferencias humanas. Por lo tanto, existe el riesgo de realizar la VSE en términos del bienestar percibido por cada individuo (Bockstael et al., 2000; Freeman et al., 2014). En este sentido, los individuos no poseen información perfecta o habilidades de procesamiento apropiadas sobre la relación entre SE y su bienestar (Kahneman, 2011), por lo que podrían no dar valor adecuado al SE, si no conocen o no comprenden el papel y la influencia de un determinado servicio en su bienestar (Norton et al., 1998; Qing et al., 2018).
- El empleo de una valoración monetaria de los SE produce una generalización de la información de los ecosistemas (Vatn y Bromley, 1994). Esta simplificación de la información asociada con la fijación de precios provoca que la valoración no genere de manera confiable resultados concluyentes sobre los cuales poder tomar decisiones (Posner, 2015).
- La evaluación monetaria de los beneficios holísticos de los SE sigue siendo un desafío clave para los métodos económicos (Qing et al., 2018). La complejidad y la naturaleza indirecta de los beneficios a menudo no pueden expresarse fácilmente a través de técnicas de valoración monetaria (Farber et al., 2002), y pueden requerirse métodos no monetarios para descubrir la importancia de estos beneficios (Christie et al., 2012).
- La distribución de algunos bienes y servicios esenciales del ecosistema (especialmente los SE de provisión) puede llegar a ser injusta porque las fuerzas que regulan el mercado pueden conducir a la especulación, la inestabilidad de los precios y la asignación ineficiente de los recursos esenciales (Farley et al., 2014).
- Las metodologías de valoración monetaria tienden a ser imprecisas e inapropiadas para capturar la gama más amplia de valores, percepciones y creencias sociales y culturales que no son de mercado (Lester et al., 2010).
- La complejidad de las relaciones de poder y los entornos institucionales para los proyectos de valoración de los SE puede conducir a una forma de imperialismo del conocimiento (Hardy y Patterson, 2012). Aquellos en posiciones de poder, a menudo, definen la legitimidad del conocimiento de los servicios del ecosistema (Posner, 2015) con lo que los SE pueden convertirse en una forma de proyectar poder en el mundo en desarrollo (Muradian et al., 2010).
- La efectividad de un enfoque basado en SE depende en parte de las fuerzas políticas en juego y la estructura y fortaleza de las instituciones para suministrar información sobre

valores, fuentes de conocimiento tradicionales y expertas, y la distribución de costos y beneficios entre diferentes poblaciones (Muradian et al., 2013).

- Costanza et al. (2017) reconocieron que los métodos económicos son demasiado limitados para medir la amplitud de todas las formas en que las personas se benefician de los SE (Qing et al., 2018).

1.2.5.2 Valoración no monetaria

Orientar el análisis de los SE hacia los beneficios que recibe el ser humano implica que los SE pueden tener una valoración económica; sin embargo, el valor de los SE no debe limitarse únicamente al valor monetario. Los valores no monetarios de la naturaleza pueden reflejar no solo el valor instrumental del CN, sino también valores inherentes y fundamentales (Jax et al., 2013; Maes et al., 2016). Por lo tanto, es importante incluir también otros valores, como el valor de salud, el valor sociocultural o el valor de conservación.

Los métodos de valoración no monetaria (VNM) incluyen investigación cuantitativa y cualitativa, herramientas participativas y deliberativas. Algunos estudios también consideran la representación espacial de los SE y herramientas analíticas basadas en enfoques biofísicos. Estos métodos examinan la importancia, preferencias, necesidades o demandas expresadas por las personas hacia la naturaleza, y articulan valores plurales a través de mediciones cualitativas y cuantitativas diferentes a lo monetario (Chan et al., 2012; Kelemen et al., 2014). Para representar la VNM se emplean generalmente indicadores (Kelemen et al., 2014), que proporcionan información agregada sobre ciertos fenómenos.

Los indicadores se seleccionan para respaldar propósitos de gestión específicos, con un valor sinóptico integrador, que funcionan como representaciones de cualidades, cantidades, estados o interacciones que no son directamente accesibles (Dale y Beyeler, 2001; Niemeijer y Groot, 2006; Turnhout et al., 2007). Los indicadores deben estar en la capacidad de cuantificar el cambio, identificar y medir procesos clave, proporcionar un marco para establecer objetivos y monitorear el desempeño (Huang et al., 2009).

Un indicador de SE comunica las características y comportamiento de los SE, lo que hace posible que los encargados de formular políticas comprendan la condición, las tendencias y tasa de cambio, así como sensibilizar sobre el uso sostenible de los servicios y los beneficios que producen y mantenerlos para las generaciones futuras (Layke et al., 2012).

Dentro de las desventajas que tiene la VNM está que este enfoque a menudo aplica indicadores amplios y arbitrarios y, a menudo, produce resultados que son difíciles de poner en práctica. La valoración no monetaria, por tanto, necesita una terminología clara y el establecimiento de límites de este marco metodológico (Pandeya et al., 2016). Otro problema es que debido a la gran heterogeneidad de las técnicas de VNM basadas en preferencias, es difícil llegar al mismo nivel de consistencia metodológica que en el caso de la valoración monetaria. Sin embargo, es posible cierto nivel de formalización de los métodos VNM si se crean subgrupos más pequeños y más coherentes de técnicas similares mientras se mantiene la pluralidad de enfoques metodológicos dentro del campo (Kelemen et al., 2014).

1.2.6 No linealidad de los servicios ecosistémicos

Durante el proceso de valoración de los SE es común asumir que una función del ecosistema varía linealmente (a un ritmo constante) y que los SE responden linealmente a los cambios del tamaño de los hábitats, sin considerar variables independientes como la estacionalidad, la perturbación y las interacciones entre las especies (Barbier et al., 2008). Estas variables producen que las funciones del ecosistema sean muy dinámicas y no lineales, tanto en el espacio como en el tiempo (Farnsworth, 1998). El funcionamiento de los ecosistemas puede cambiar drásticamente en el espacio y el tiempo debido a los efectos irreversibles que ocurren cuando se superan ciertos límites y umbrales ambientales (McVittie y Road, 2013).

Asumir que los SE varían linealmente, considerando únicamente el área, puede provocar que se sobreestime o se subestime el valor de un servicio, y por lo tanto, conducir a la toma de decisiones inadecuadas (Barbier et al., 2008). Los procesos no lineales de la función del ecosistema y de la prestación de servicios no se han estudiado con profundidad (Koch et al., 2009). Si se incorporara el análisis de la no linealidad de los procesos y funciones ecosistémicas es probable que se mejore la comprensión y cuantificación del valor de los SE y también mejoren las prácticas de gestión basadas en los ecosistemas (Barbier et al., 2008). Varios estudios del SE de protección costera suministrado por la vegetación (principalmente manglar) demostraron cómo el análisis de la no-linealidad aporta mayor información que permite valorar adecuadamente este servicio (Koch et al., 2009; Menéndez et al., 2018).

Por tanto, existe un reciente interés en valorar los servicios del ecosistema incorporando las propiedades no lineales de los mismos en el espacio y el tiempo, con el objetivo de aplicar las mejores prácticas de gestión. Koch et al. (2009) establecieron seis pasos para incorporar la no-linealidad de las funciones ecosistémicas dentro de la valoración de los SE:

- 1) Recopilar datos nuevos y existentes sobre las características de la función de los hábitats;
- 2) Analizar los datos para determinar los patrones no lineales;
- 3) Verificar si se aplica la linealidad en estos casos;
- 4) Evaluar la relevancia de la no linealidad a diferentes escalas espaciales y temporales en los procesos de valoración;
- 5) Incorporar el valor de los SE en la toma de decisiones;
- 6) Aplicar los métodos utilizados para modelar los mecanismos que controlan las funciones del ecosistema en la gestión basada en los ecosistemas.

Los modelos numéricos basados en procesos se utilizan cada vez más como una herramienta para abordar la complejidad de las interacciones que conducen a la producción de SE (Bagstad et al., 2013; Boumans et al., 2015, 2002; Higgins et al., 1997; Menéndez et al., 2018; Turner et al., 2016). El modelado ayuda a comprender el funcionamiento de los SE, así como las compensaciones dinámicas, no lineales y espaciales explícitas (Fioramonti, 2017), posibilita cuantificar los cambios potenciales de los SE bajo diferentes escenarios ambientales y socioeconómicos (Kubiszewski et al., 2017), pudiéndose emplear para visualizar los efectos de la aplicación de políticas en múltiples escalas de tiempo y espacio. Los modelos basados en procesos pueden utilizarse solos o conjuntamente con modelos económicos para mejorar la capacidad de valorar con precisión los ecosistemas costeros y, a su vez, refinar las prácticas de gestión basada en ecosistemas (GBE) (Costanza et al., 2017).

1.3 Estado del arte

La valoración de los SE se realiza tanto en los hábitats terrestres como marinos. Aunque en principio los SE marinos no son fundamentalmente diferentes que su contraparte terrestre (Turner et al., 1995); en la práctica la valoración y el cartografiado de los SE provenientes del ambiente marino ha tenido menor desarrollo que en el caso de los terrestres (Guerry et al., 2014). En los ambientes terrestres y fluviales se han desarrollado algunas herramientas que tienen como información base para su modelado las capas de usos y cobertura del suelo (Guerry et al., 2014, 2012). Los procesos que mantienen los hábitats marinos son más dinámicos, temporales y tridimensionales que los procesos terrestres y las asociaciones entre especies particulares y hábitats son más difíciles de documentar (Carr et al., 2003; Schmidt et al., 2011). Así, los mapas de tipo y condición de hábitat son significativamente más difíciles de generar para

los sistemas marinos, ya que los hábitats bentónicos a menudo no son visibles en las imágenes satelitales u obtenidas con otras tecnologías de teledetección (algunas excepciones incluyen arrecifes de coral y determinadas comunidades de macrófitos) (Cavanaugh et al., 2011; Wabnitz et al., 2012). Otro desafío existente en la valoración de los SE del ambiente marino es la determinación del impacto originado por las acciones del ser humano sobre ellos; ya que algunas de las acciones son sencillas de caracterizar, cuantificar y medir como la pesca, mientras que otras son más difíciles de discernir (Guerry et al., 2014).

Siendo los estuarios un ecosistema que actúa como interfaz entre los ambientes marinos y fluviales, y los sistemas acuáticos y terrestres, para la valoración de los SE que fluyen dentro de este sistema se debe tomar en cuenta la variabilidad temporal y espacial, así como los efectos de los cambios en su estructura y función. Por ello, evaluar cada aspecto de los SE de un estuario no es una tarea fácil, especialmente si se tiene en cuenta que la relación entre los servicios, las funciones y la biodiversidad subyacente sigue siendo poco conocida (Barbier, 2007; Kremen, 2005). No obstante, el uso de indicadores puede facilitar este proceso (Hattam et al., 2015).

1.3.1 Clasificación de los servicios ecosistémicos en un ambiente estuarino

Daily y Costanza realizaron los primeros esfuerzos de una taxonomía de los SE (Qing et al., 2018). El MEA (2005) clasificó 23 SE dentro de las cuatro categorías indicadas anteriormente.

La Clasificación Internacional Común de Servicios de los Ecosistemas (CICES, por sus siglas en inglés) se publicó en el 2009 (Haines-Young y Potschin, 2010) y tiene por objetivo proveer un esquema para vincular datos sobre la estructura y dinámica del ecosistema e información sobre el desempeño económico. Esta clasificación no incluye los servicios de apoyo.

La Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad (TEEB, por sus siglas en inglés) es una iniciativa global enfocada en llamar la atención sobre los beneficios económicos de la biodiversidad y los ecosistemas, así como los costos de la pérdida de la biodiversidad y la degradación de los ecosistemas (Hasler et al., 2016). Clasifica al servicio de hábitat como una categoría separada para realzar la importancia de los hábitats. La clasificación del TEEB ha sido adaptada para los ecosistemas marinos y para la planificación espacial marina (Böhnke-Henrichs et al., 2013). El TEEB une el servicio de hábitat con los servicios de regulación en una categoría denominada “servicios de regulación y mantenimiento”. Las tres clasificaciones internacionales MEA, TEEB y CICES en esencia, se relacionan en gran medida entre sí e incluyen servicios de provisión,

regulación y culturales (Maes et al., 2013). La Tabla 1.3 muestra cómo se ubicaron los SE dentro de cada una de las clasificaciones, pudiéndose observar que existe similitud entre las mismas.

Hattam et al. (2015) realizaron un análisis de la relevancia y definición de cada uno de los SE definidos en la TEEB y los adaptaron al entorno marino costero, cerca y lejos de la costa. Debido a la presión a la que están sometidos los humedales, por la cantidad de SE que suministran, tanto la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA, 2005b) como el TEEB (Russi et al., 2013) realizaron publicaciones sobre los SE que provee este ecosistema con el objetivo de asegurar el uso racional de los humedales. Dentro del concepto de humedales se incluyó a los humedales continentales (pantanos, marismas, lagos, ríos, turberas y hábitats de aguas subterráneas); humedales costeros y marinos cercanos a la costa (como manglares, praderas de pastos marinos, y estuarios); y humedales artificiales (como arrozales, represas, embalses y piscinas de acuicultura).

Los esfuerzos de tener una lista de SE acorde al área de trabajo continuaron. Por ejemplo, el proyecto Tidal River Development (TIDE) analizó cuatro estuarios industrializados del noroeste de Europa con el objetivo de crear conciencia de la complejidad ecológica y socioeconómica de los sistemas estuarinos entre los tomadores de decisiones, y formular aportaciones concretas para su gestión (Jacobs et al., 2015). Se identificaron 21 SE que fueron agrupados en cuatro categorías (provisión, regulación, cultural, y hábitat/ apoyo) y se agregó la provisión y el uso de arena ya que podría ser importante en un estuario (Lieken et al., 2013). La selección de estos SE se basó en la clasificación del TEEB.

Tabla 1.3. Comparación de las principales clasificaciones de SE, adaptado de Maes et al. (2013)

	MEA (2005)	TEEB (2010)	CICES v4.3 grupo ¹
Provisión	Alimento	Alimento	Biomasa [Nutrición] Biomasa [Materiales de plantas, algas y animales para uso agrícola]
	Agua dulce	Agua dulce	Agua (para beber) [Nutrición] Agua (no para beber) [Materiales]
	Fibra	Materia prima	Biomasa (fibras y otros materiales de plantas, algas y animales para uso y procesamiento directo)
	Recursos genéticos	Recursos genéticos	Biomasa (fibras y otros materiales de plantas, algas y animales para uso y procesamiento directo)
	Productos bioquímicos, medicinas naturales, productos farmacéuticos	Recursos medicinales	Biomasa (materiales genéticos que provienen de toda la biota)
	Recursos ornamentales	Recursos ornamentales	Biomasa (fibras y otros materiales de plantas, algas y animales para uso y procesamiento directo) Energía mecánica (basada en animales) Fuentes de energía basadas en biomasa
Regulación	Regulación de la calidad del aire	Purificación del aire	[Mediación de] flujos de gases /aire
	Purificación del agua y tratamiento de desechos	Tratamiento de aguas residuales	Mediación [de residuos, tóxicos y otras molestias] por biota] Mediación [de desechos, tóxicos y otras molestias] por ecosistemas
	Regulación del agua	Regulación de los flujos de agua	[Mediación de] fluidos líquidos
	Regulación de los riesgos naturales	Moderación de eventos extremos	
	Regulación de la erosión	Prevención de la erosión	[Mediación de] flujos másicos (caudal sólido)
	Regulación del clima (secuestro de carbono)	Regulación climática Secuestro y almacenamiento de carbono	Composición atmosférica y regulación climática
	Polinización	Polinización	
	Regulación de pestes y enfermedades humanas	Control biológico	Mantenimiento del ciclo de vida (polinización), protección de hábitat y reserva genética Control de pestes y enfermedades
Regulación (TEEB) y apoyo (MEA)	Formación del suelo (apoyo)	Mantenimiento de la fertilidad del suelo	Mantenimiento de la formación de suelo y composición
Apoyo (MEA), Hábitat (TEEB) y Regulación y mantenimiento (CICES)	Ciclo de los nutrientes, fotosíntesis y producción primaria	Mantenimiento de la diversidad genética Hábitat para especies	Mantenimiento del ciclo de vida, hábitat y protección de grupo genético
	Ciclo del agua		
Cultural	Valores espirituales y religiosos	Experiencia espiritual	Interacciones espirituales y/o emblemáticas
	Valores estéticos	Información estética	Interacciones intelectuales y representacionales
	Diversidad Cultural	Inspiración para la cultura, arte y diseño	Interacciones intelectuales y representacionales
	Recreación y ecoturismo	Recreación y ecoturismo	Interacciones espirituales y/o emblemáticas
	Sistema del conocimiento	Información para el desarrollo cognitivo	Interacciones físicas y experienciales
	Valores educacionales		Otros productos culturales (existencia, legado) Interacciones intelectuales y representativas

¹ CICES tiene un sistema jerárquico: Nivel de división CICES [entre corchetes] y del nivel de clase CICES (entre paréntesis).

1.3.2 Valoración de los servicios ecosistémicos de un ambiente estuarino

Dado que la valoración que se pretende realizar en esta investigación es una valoración no monetaria, espacialmente explícita, que tenga en cuenta los procesos ecosistémicos no lineales y que sea escalable, se consideró el análisis de las herramientas de valoración de SE realizada por Bagstad et al. (2013) para identificar aquellas herramientas que podrían aplicarse en un estuario. Se determinó que InVEST, ARIES y MIMES contiene módulos que podrían aplicarse para valorar los SE en un estuario.

La herramienta de Valoración Integrada de Servicios y Compensaciones de Ecosistemas (InVEST, por sus siglas en inglés) representa en mapas, cuantifica y determina indicadores no monetarios y monetarios de los SE proporcionados por paisajes terrestres y marinos (Guerry et al., 2012; Maes et al., 2013) (energía de las olas, energía eólica, vulnerabilidad costera, protección contra la erosión, acuicultura marina, calidad estética, superposición de pesca y recreación, evaluación del riesgo de hábitat, calidad del agua marina, biodiversidad, almacenamiento y secuestro de carbono, producción de energía hidroeléctrica, retención de nutrientes, retención de sedimentos, madera y polinización de cultivos (Sharp et al., 2018)).

Es una herramienta flexible y basada en modelos computacionales que se enfoca en los SE (derivados de los procesos biofísicos); es espacialmente explícita; proporciona productos tanto biofísicos, como monetarios y no monetarios en términos de valor; tiene la capacidad de generar escenarios; claramente revela relaciones entre múltiples servicios; y, tiene un enfoque modular y escalonado para acomodar un rango de disponibilidad de datos y el estado del conocimiento del sistema. La valoración de los SE tienen dos niveles de modelado: nivel 1 de modelos más simples con mayor incertidumbre; y, un nivel 2 de modelos más complejos que requieren una mayor programación, estos últimos modelos aún no han sido liberados (Tallis y Polasky, 2011).

Dentro de los modelos que podrían usarse en estuarios se encuentran:

- 1) Aporte de nutrientes: determina la habilidad de la vegetación y suelos para evitar la pérdida de nutrientes del suelo y su capacidad para capturar los nutrientes procedentes de la escorrentía (Hattam et al., 2015). Este modelo no considera los procesos químicos que se producen en el agua, ni los efectos combinados de olas, corriente y marea;
- 2) Aporte de sedimentos: determina la capacidad de la vegetación para fijar y capturar el sedimento procedente de la escorrentía (Hattam et al., 2015), no determina la capacidad

de la vegetación para retener y capturar sedimento por efecto de la inundación por la marea;

- 3) Vulnerabilidad costera: es un modelo cualitativo que determina la vulnerabilidad costera sobre la base de características físicas y de población, no tomando en cuenta los procesos costeros del sitio (Hattam et al., 2015), ni considerando la acción de la vegetación en la reducción del nivel de agua y en la velocidad de la corriente.

La Inteligencia Artificial para Servicios Ecosistémicos (ARIES, por sus siglas en inglés) comprende una serie de modelos probabilísticos que utilizan redes bayesianas probabilísticas para descubrir relaciones entre los datos de entrada y los valores del SE. ARIES adopta por defecto las relaciones probabilísticas basadas en los datos almacenados de sitios similares en todo el mundo, pero en los casos en que haya suficientes datos locales disponibles, la herramienta puede emplear relaciones biofísicas. ARIES tiene implementados de forma gratuita ocho SE (secuestro y almacenamiento de carbono; regulación de las inundaciones fluviales y costeras; suministro de agua dulce; regulación de sedimentos; pesca de subsistencia; recreación; cuencas visuales estéticas; y, valores de proximidad de espacios abiertos). ARIES utiliza técnicas de inteligencia artificial para emparejar modelos de servicios de ecosistemas apropiados localmente con datos espaciales basados en un conjunto de reglas de decisión codificadas, cuantificando los flujos de servicios de ecosistemas y su incertidumbre dentro de un navegador web o entorno de herramienta de software independiente (Villa et al., 2011). Este modelo ha sido empleado en el estuario de Puget Sound para evaluar el SE de secuestro y almacenamiento de carbono, vistas panorámicas y proximidad a espacios abiertos, regulación de inundaciones y regulación de sedimentos (Bagstad et al., 2014).

Modelo integrado multiescala de servicios ecosistémicos (MIMES, por sus siglas en inglés) es un sistema que modela cinco "esferas" distintas: la litósfera, la hidrósfera, la atmósfera, la biósfera y la antropósfera. Las interacciones entre las esferas se controlan usando una matriz y los SE se modelan aplicando funciones de producción que vinculan los SE con los elementos del sistema necesarios para producir esos servicios (Potschin y Haines-Young, 2017). Tiene como objetivo evaluar los efectos de los cambios del uso de la tierra en los SE, en diversas escalas, integrando la construcción de modelos participativos (Burkhard et al., 2009).

Se han realizado varios estudios para determinar indicadores no monetarios que permita valorar los SE en un ambiente estuarino-marino, la Tabla 1.4 muestra una lista de estos indicadores. El desarrollo de las metodologías que implementen algunos indicadores aún está en desarrollo.

Tabla 1.4. Indicadores no monetarios para la valoración de los SE de un ambiente estuarino y acuático

	Servicios ecosistémicos	Indicadores para estuarios y áreas costeras	Referencia
Provisión	Alimento	Gramos de proteína/año	(Hattam et al., 2015)
		Desembarques en momentos y lugares particulares (Tm)	(Chen et al., 2017)
		Nivel trófico marino	(Chen et al., 2017)
		Calidad del organismo de las especies económicas marinas	(Russi et al., 2013)
		Proporción de poblaciones de peces capturadas dentro de límites biológicos seguros	(Russi et al., 2013)
	Agua dulce	Lances	(Maes et al., 2016)
		Captura por unidad de esfuerzo	(Maes et al., 2016)
	Materia prima	Recursos totales de agua dulce en millones de m ³	(Russi et al., 2013)
Regulación		Madera para la construcción (m ³)	(Russi et al., 2013)
	Recursos genéticos	Conteo de genes existentes de uso potencial. Número de trabajos	(Hattam et al., 2015)
	Recursos medicinales	Número de medicamentos, disminución de mortalidad y calidad de vida.	(Hattam et al., 2015)
	Recursos ornamentales	Toneladas	(Hattam et al., 2015)
	Purificación del aire	Índice de área foliar	(Burkhard et al., 2012)
	Depuración y asimilación de aguas residuales	Industria turística dependiente de la calidad del agua: Número de visitantes	(Hattam et al., 2015)
		Tiempo de intercambio de agua.	(Chen et al., 2017)
		Tiempo de renovación del agua	(Watson et al., 2016)
		Descarga y eliminación de nutrientes (Tm o %).	(Russi et al., 2013), (Maes et al., 2016)
		Niveles absolutos de contaminación en la columna de agua y sedimentos	(Watson et al., 2016)(Burkhard et al., 2012),(Böhnke-Henrichs et al., 2013)
		Sedimentación de metales pesados y contaminantes orgánicos persistentes.	(Maes et al., 2016)
	Regulación de los flujos de agua	Costos evitados: valor monetario	(Hattam et al., 2015)
		Capacidad de almacenamiento de agua del suelo (mm/m)	(Russi et al., 2013)
		Capacidad de almacenamiento en las llanuras de inundación (mm/m)	(Russi et al., 2013)
	Moderación de eventos extremos	Cobertura vegetal de humedales y estuarios	(Chen et al., 2017)
		Probabilidad de eventos que provoquen daños	(Russi et al., 2013), (Burkhard et al., 2012)
		Capacidad de protección costera	(Maes et al., 2016)
	Prevención de la erosión	Cobertura vegetal de humedales	(Chen et al., 2017)
		Proporción de línea de costa frágil	(Burkhard et al., 2012)
		Tasa de erosión del suelo por tipo de uso del suelo	(Russi et al., 2013)
		Capacidad de protección costera	(Maes et al., 2016)
	Regulación climática	Productividad primaria del agua	(Chen et al., 2017)
		Productividad primaria de la vegetación del humedal	(Russi et al., 2013)
		Cantidad total de carbono	(Russi et al., 2013)
	Secuestro y almacenamiento de carbono	Biomasa	(Kridiborworn et al., 2012)
	Polinización	Distribución de plantas Disponibilidad de polinizadores	(Burkhard et al., 2012)
	Control biológico	Brotos de enfermedades humanas evitadas relacionadas con cambios en la calidad ambiental	(Hattam et al., 2015)
Apoyo	Hábitat para especies	Riqueza de especies en peligro de extinción Índice de diversidad de especies Índice de contaminación de sedimentos Calidad del agua de mar Tipo de hábitats y cantidad (cambio del área de hábitats importantes) Naturalidad del paisaje	(Chen et al., 2017)
		Distribución de especies marinas Extensión de áreas protegidas	(Maes et al., 2016)
Cultural	Experiencia espiritual	Número de paisajes con singular hermosura que generan sensaciones a los visitantes. Abundancia de especies clave de interés individual Área de biotopos de interés clave para las personas	(Böhnke-Henrichs et al., 2013) (Hattam et al., 2015)
	Información estética	Número de fotos turísticas tomadas Número de visitas a un sitio Número de buceadores	(Hattam et al., 2015)
	Inspiración para la cultura, arte y diseño	Número de películas, ingresos generados Número de productos desarrollados, ingresos generados y número de empleos	(Hattam et al., 2015)
	Recreación y ecoturismo	Número de días de enfermedad evitados Número de observadores de vida silvestre, visitas a la playa, nadadores, buzos, surfistas, navegantes.	(Hattam et al., 2015) (Chen et al., 2017)
		Calidad del agua recreativa	(Russi et al., 2013)
		<i>E. coli</i> bajo los niveles permitidos	(Pouso et al., 2018)
	Información para el desarrollo cognitivo	Número de documentales, películas, pinturas, anuncios derivados de un sitio particular o ecosistema. Número de artículos de investigación y hallazgos científicos.	(Hattam et al., 2015)

También se han desarrollado indicadores multidimensionales, los cuales son resultado de la combinación de varios indicadores, como son: el Índice de Seguridad Ecológica de un Estuario (ISEE) (Chen et al., 2017) y el Índice de Salud de los Océanos (ISO) (Halpern et al., 2012). El ISO es un índice muy desarrollado a nivel mundial, que establece diez objetivos (alimento, pesca artesanal, productos naturales, almacenamiento de carbono, protección costera, turismo y recreación, ingresos costeros y economías, sentido de pertenencia, aguas limpias y biodiversidad) para un sistema humano-oceánico acoplado que se calcula para cada país costero y también ha sido empleado en estuarios. El índice se basa en el concepto de los SE, la mayoría de los objetivos del ISO tienen SE análogo (Halpern et al., 2012).

1.3.3 Determinación de los principales servicios ecosistémicos en un estuario

Los estuarios son ecosistemas que suministran una gran variedad de SE, por lo que es difícil valorar de forma integral todos los SE que proporcionan, siendo necesario priorizar cuales se deben analizar. Se han desarrollado metodologías cualitativas para la determinación de la capacidad de suministro de SE y la importancia de los mismos dentro de un estuario. Burkhard et al., (2009) desarrollaron una matriz, en donde, en las columnas se ubican los SE, y en las filas las coberturas de la tierra (basadas en el CORINE land cover). Con esta matriz se puede evaluar cualitativamente la capacidad que tiene cada tipo de cobertura para proporcionar un determinado SE. Por sus características de ser sencilla y de rápido uso, esta metodología se empleó en varios estudios, en diferentes partes del mundo como Bangladesh, Inglaterra y Alemania (Burkhard et al., 2012; Mukul et al., 2017; Potschin y Haines-Young, 2013). El proyecto TIDE desarrolló una metodología para priorizar los SE mediante una comparación basada en hábitats, zonas salinas y un listado largo de SE. Esta metodología fue desarrollada y aplicada para cuatro estuarios industrializados del noroeste de Europa (Jacobs et al., 2015).

La GBE dispone de dos herramientas fundamentales, la implementación de áreas protegidas y la generación de escenarios (Fontela y Hingel, 1993; Thrush y Dayton, 2010). La generación de escenarios sirve a los tomadores de decisiones como guía para evaluar los resultados de adoptar ciertas políticas o decisiones y proporcionan una base para futuras acciones. Por lo tanto, es necesario generar una metodología que permita combinar la valoración de los SE con la generación de escenarios y que facilite la inclusión de la GBE en la planificación estratégica de los países. Esta metodología permitirá la determinación de las variables clave y eventos

disruptivos, cuyo comportamiento e interacción producen la materialización de un determinado escenario.

1.3.4 Servicio ecosistémico de agua para la navegación

A pesar del gran impacto que tiene en la economía de un país, el SE de agua para la navegación ha sido poco evaluado. Se han desarrollado estudios donde para valorar este servicio se han considerado variables como (Liekens et al., 2013): a) ganancias/pérdidas por el aumento o disminución de la capacidad de carga; b) ganancias/pérdidas de tiempo debido a trayectorias más rápidas; c) beneficios/costos del cambio modal; d) beneficios ambientales vinculados a la longitud de las trayectorias; e) costos de medidas adicionales (por ejemplo, dragado). Tomscha y Gergel (2015), como parte de una evaluación de varios SE, valoraron el servicio de calidad de la ruta de remo, considerando como uno de los parámetros la extensión de la ruta de navegación. Como se puede observar ninguna de estas valoraciones considera los cambios no lineales en la disponibilidad de profundidad para la navegación debido a la acción antropogénica del ser humano.

1.3.5 Servicio ecosistémico de protección contra inundaciones y control de la erosión

La protección contra inundaciones y el control de la erosión son dos de los servicios ecosistémicos más importantes que suministra el bosque de manglar (Burkhard et al., 2012; Losada et al., 2017; Maes et al., 2014; Mehvar et al., 2018; Narayan et al., 2016). Esta vegetación actúa como amortiguador contra los riesgos de inundaciones reduciendo la exposición de las personas y de los bienes de producción (Karanja y Saito, 2017). Los manglares también apoyan la estabilidad costera al atrapar y estabilizar los sedimentos y el material orgánico con su sistema de raíces produciendo su acumulación en la superficie (Horstman et al., 2015a; Woodroffe et al., 2016). Algunas de las valoraciones de estos SE están en función de la cobertura vegetal (área y condición) y no consideran los procesos no lineales que tienen estos SE (Koch et al., 2009).

Por otro lado, aquellos estudios que consideran la no linealidad del SE de protección contra inundaciones se han llevado a cabo en manglares situados a lo largo de la costa con el objetivo de estudiar la influencia de este hábitat en la reducción de las inundaciones causadas por tsunamis, huracanes y tormentas; tomándose en cuenta únicamente el efecto que tiene este hábitat en la mitigación de la altura del nivel del mar, no considerándose la reducción de la velocidad del flujo (Krauss et al., 2009; Menéndez et al., 2018; Narayan et al., 2016; Zhang et al.,

2012). Así mismo, ha sido poco evaluada la protección que ofrecen los manglares ribерinos y de cuenca ubicados en el interior de los estuarios ante el efecto combinado de las inundaciones de marea y los aportes fluviales. En estos estudios, se deben considerar, tanto el efecto de reducción del nivel del agua, como de la velocidad de la corriente para la elaboración de un indicador apropiado. En lo que se refiere a la retención de sedimentos que proporcionan los manglares, Deltares desarrolló un modelo que estima la sedimentación/erosión que se produce dentro de este hábitat, considerando la estructura de los mangles y los efectos no lineales (Deltares, 2014; Horstman et al., 2013, 2015b). Por lo tanto, se hace necesario establecer indicadores, sobre la base de la información que este modelo provee, acerca de la variación de la elevación del lecho marino.

1.3.6 Servicio ecosistémico de depuración y asimilación de aguas residuales

Para valorar la eliminación de los aportes de contaminantes y nutrientes orgánicos en el ambiente marino (Hattam et al., 2015), algunos autores recomiendan emplear como indicadores del SE de depuración y asimilación de aguas residuales a los niveles de nitrógeno y fosforo (Böhnke-Henrichs et al., 2013; Hasler et al., 2016). Estos indicadores demandan una gran cantidad de información para poder simular estadística o matemáticamente los procesos químicos y físicos que ocurren en las masas de agua. El ISO considera que el objetivo de aguas limpias está en función del número de personas, el aporte de nutrientes, o la entrada de contaminantes. Este criterio no considera las variaciones no lineales que tienen los procesos químicos y físicos que se producen (Halpern et al., 2012). El tiempo de renovación de un trazador conservativo en el cuerpo de agua es un indicador indirecto que puede ser empleado para valorar este SE y considerar las no linealidades físicas que se dan en el medio marino.

1.4 Objetivo de la Tesis

El objetivo general de esta tesis es evaluar los efectos de las decisiones sobre los usos del capital natural en un estuario tropical, considerando diferentes escenarios, mediante el desarrollo de metodologías de valoración no monetaria de los servicios ecosistémicos que tengan en cuenta su naturaleza no lineal.

Este objetivo general se concreta en la consecución de los siguientes objetivos específicos:

1. Desarrollar una metodología que permita determinar los principales usos y servicios ecosistémicos de un estuario y llevar a cabo una evaluación sencilla y global de la capacidad de suministro de los servicios ecosistémicos proporcionados por los hábitats en un estuario tropical.
2. Desarrollar una metodología para valorar no monetariamente el servicio ecosistémico de agua para navegación.
3. Desarrollar una metodología que permita valorar no monetariamente los servicios ecosistémicos de protección contra inundaciones y el control de la erosión.
4. Desarrollar una metodología que permita valorar no monetariamente los servicios ecosistémicos de depuración y asimilación de aguas residuales, provisión de alimento y oportunidades de recreación y turismo.

1.5 Estructura de la Tesis

La estructura de la tesis se ha organizado de la siguiente manera: En el capítulo 1 se presentan los antecedentes para la investigación y el estado del conocimiento. Al final del capítulo, se definen los objetivos general y específicos de la tesis y se describe la estructura de la misma. En el capítulo 2, se presenta una descripción del área de estudio, el cual es el Golfo de Guayaquil, en función de los principales usos existentes en la misma.

Los siguientes capítulos (3, 4, 5 y 6) abordan cada uno de los objetivos específicos de la tesis. Cada capítulo incluye una breve introducción y secciones de metodología, resultados y discusión. A continuación, se describe un breve resumen del estudio desarrollado en cada capítulo:

Capítulo 3: Evaluación de los servicios ecosistémicos de un estuario con un enfoque en hábitats y escenarios.

En este capítulo se presenta un enfoque de valoración que combina escenarios prospectivos con una perspectiva basada en el hábitat para evaluar la capacidad de suministro de los SE; además de determinar el impacto de las áreas protegidas en un estuario tropical urbanizado. La metodología propuesta en este capítulo consta de tres partes: 1) Identificación de los usos humanos y la selección de los SE más demandados sobre la base de los usos; 2) La generación de escenarios prospectivos, método ampliamente utilizado para la planificación estratégica en varios países de Latinoamérica; y, 3) La valoración de la importancia y capacidad de los hábitats

para proveer SE bajo diferentes escenarios prospectivos, determinándose también el impacto que ha tenido el establecimiento de áreas protegidas dentro de este sistema.

Capítulo 4: Evaluación del servicio ecosistémico de agua para la navegación.

En este capítulo se emplea la información del nivel del mar obtenido en cada nodo de una malla de un modelo hidrodinámico para caracterizar la marea (patrones de amplitud y fase de los principales constituyentes de la marea, el factor de forma y la asimetría de la marea). La información del nivel del mar también se utiliza para determinar la ubicación de la superficie del Datum de la Carta a lo largo de todo el sistema estuarino. Esta superficie se utiliza para:

- 1) Determinar los valores de separación entre zonas y también el número de zonas de marea en un sistema estuarino;
- 2) Determinar la conveniencia de emplear el método de levantamiento referenciado elipsoidal (ERS, sus siglas en inglés) en un escenario hidrodinámico complejo como es el caso de los estuarios; y, finalmente;
- 3) Evaluar la variación del Datum de la Carta en diferentes escenarios, debido a la acción antropogénica, y su afectación al SE de agua para la navegación.

Capítulo 5. Evaluación de los servicios ecosistémicos de protección contra inundaciones y el control de la erosión.

En este capítulo se adapta el esquema de cascada para generar indicadores que permitan evaluar estos SE mediante tres fases. En la primera fase se caracterizó el bosque de manglares (ubicación, especies y tipos de bosques de manglares), los aportes fluviales y el régimen de mareas. En la segunda fase se empleó un modelo numérico basado en procesos para simular los flujos de agua que atraviesan los manglares. La variación del nivel de agua y de la velocidad de la corriente se emplearon para evaluar los SE intermedios de almacenamiento de aguas de inundación, disipación de la energía de las mareas y reducción de la corriente de agua. La variación del nivel del lecho marino se empleó para valorar el SEI de regulación de la erosión y sedimentación por mediación biológica. En la tercera fase los resultados del modelo (nivel del agua, velocidad de la corriente, cambio del nivel del lecho) se utilizaron para generar indicadores que permitieran evaluar tanto la protección contra las inundaciones como el control de la erosión.

Capítulo 6. Valoración del servicio ecosistémico de depuración y asimilación de aguas residuales, provisión de alimento y oportunidades de recreación y turismo.

En este capítulo se siguió una metodología parecida al capítulo anterior, siguiendo el esquema de cascada, para la valoración de los tres SE. Debido a la poca disponibilidad de información química en el área de estudio, se empleó el tiempo de renovación (flushing time) como indicador indirecto del SE de depuración y asimilación de aguas residuales. Para ello, se determinaron los caudales representativos puntuales que permiten reproducir la serie de caudales diarios promedio del estuario y el tiempo en que la masa de un trazador conservativo alcanza un determinado porcentaje respecto a su valor inicial.

Para la valoración del SE alimento se empleó el criterio de la idoneidad biológica para el desarrollo en condiciones favorables de la especie *Penaeus vannamei*, la cual es empleada en la industria camaronera que se desarrolla en el área de estudio.

El SE oportunidades de recreación y turismo se valoró empleando un indicador indirecto correspondiente al porcentaje de tiempo durante el día (08:00-18:00) en que el sistema estuario presenta niveles de *E. coli* inferiores a 200 NMP/100ml.

Las conclusiones generales y futuras líneas de investigación se describen en el Capítulo 7 seguido de las referencias bibliográficas.

Capítulo 2

Área de estudio

2. ÁREA DE ESTUDIO

2.1 Descripción física del área de estudio

El área de estudio (AE) se encuentra dentro del Golfo de Guayaquil (GG), y cubre una extensión de 3,721 km². El AE se delimitó en función de la hidrodinámica, la salinidad, criterios de conservación y los usos típicos que se dan al sistema estuarino. En el norte, se empleó el límite de la ciudad de Guayaquil; en el sur, se utilizaron el canal Morro en el Estero Salado y el límite de la zona polihalina del canal Jambelí en el Río Guayas; las zonas intermareal y supramareal, las zonas pobladas y los puertos, los bosques de manglares y las piscinas camaroneras se consideraron para definir los límites laterales (Figura 2.1). En los siguientes apartados se hace una descripción física del AE, a través de sus diferentes componentes.

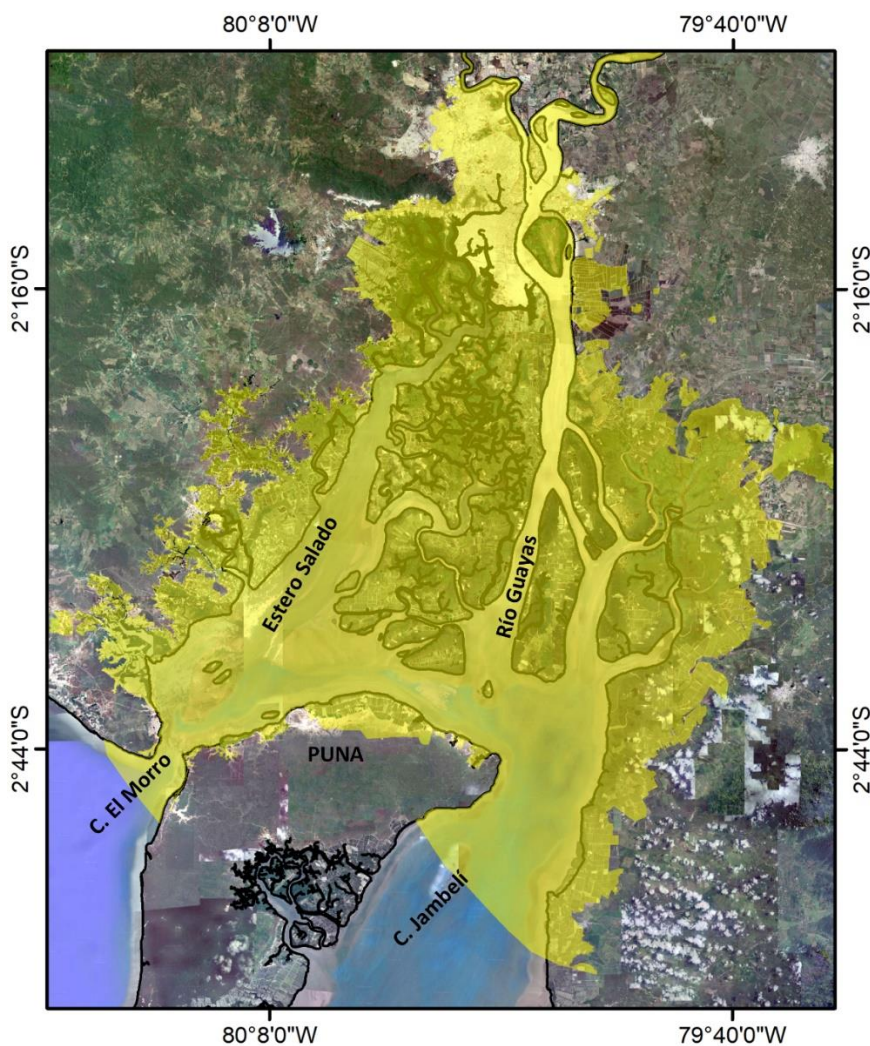


Figura 2.1. Área de estudio en color amarillo.

2.1.1 Componente geográfico

El GG cubre un área de 12,000 km² y forma el ecosistema estuarino más grande de la costa del Pacífico de Sudamérica (Cucalón, 1989). Se encuentra situado principalmente en la costa de Ecuador y una pequeña parte en Perú. Más de 20 ríos fluyen hacia el GG, generando un área de cuenca total de 51,230 km², siendo la cuenca del Río Guayas la fuente más importante de agua dulce en el Golfo, drenando un área de 32,800 km² (Stevenson, 1981; Twilley et al., 2001).

El GG se divide naturalmente en un estuario exterior y un estuario interior. El estuario exterior se origina cerca del lado occidental de la isla Puná (80° 15' W) y termina a lo largo del meridiano 81°W; mientras que el estuario interior se extiende desde el límite de influencia mareal en el Río Guayas hasta la costa norte de la isla Puná (Stevenson, 1981; Twilley et al., 2001) (Figura 2.2a) Dentro del estuario interior se pueden distinguir tres subestuarios, aunque no hay límites claramente definidos entre ellos: el estuario del Río Guayas, influenciado principalmente por el río del mismo nombre; el Estero Salado, ubicado en el lado oeste, que carece de fuentes propias de agua dulce y recibe aportes de aguas residuales procedentes, principalmente, de la ciudad de Guayaquil; y al este, el estuario de Churute, que recibe descargas de agua dulce de los ríos Churute y Taura (Twilley et al., 2001) (Figura 2.2b)

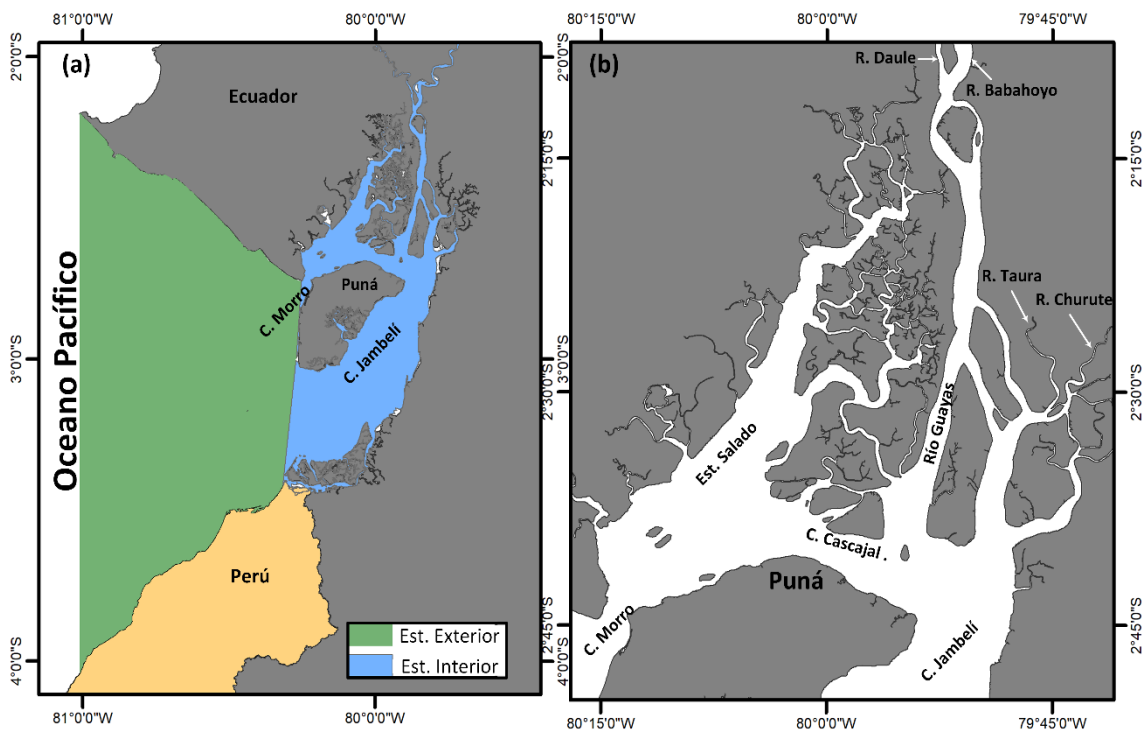


Figura 2.2. Golfo de Guayaquil. (a) Estuario interior y exterior del GG; (b) Sistema estuarino.

2.1.2 Componente batimétrico y morfológico

El GG se desarrolló durante el Plio-Cuaternario en un contexto de antearco (Deniauda et al., 1999; Witt et al., 2006), en una zona de subsidencia ubicada sobre un complejo sistema de fallas (Montaño y Sanfeliu, 2008). La topografía submarina de la plataforma en el estuario exterior se inclina suavemente desde su límite oriental hasta aproximadamente el veril de los 100 m (~75 Km de ancho) con una pendiente inferior al 2%; más hacia el occidente las profundidades aumentan hasta los 499 m en el límite occidental del estuario externo (~13 Km de ancho) (Figura 2.3a), y las pendientes varían de 2% a 10%, aunque en algunos sitios localizados, cerca del límite occidental, se pueden encontrar pendientes de hasta el 47%. Más hacia el occidente del límite del GG, las profundidades siguen descendiendo hasta encontrarse con una fosa al pie del talud continental que alcanza unos 4,000 m de profundidad y es continuación de la fosa Perú-Chile (Montaño y Sanfeliu, 2008).

La Isla Puná se ubica al ingreso del estuario interior, tiene un ancho aproximado de 25 km y separa los canales del Morro y Jambelí. El canal del Morro es la entrada al Estero Salado, el cual tiene un fondo rocoso irregular de 3 km de ancho y una profundidad cercana a los 60 m, entre Posorja y Punta Trinchera (INOCAR y DELFT, 1984). Desde la bocana hacia el interior el Estero Salado se ensancha hasta 12 Km, donde encontramos una serie de bajos y canales, extendiéndose hasta aproximadamente 75 Km, estrechándose aguas arriba hasta llegar a la ciudad de Guayaquil. El canal de navegación, ubicado en el Estero Salado, sigue el canal trazado por el veril de los 10 m, hasta la altura de la Isla San Francisco, para desaparecer y volver a aparecer frente a Punta Tumbulera, donde se extiende 2.6 Km, desapareciendo y volviendo a aparecer nuevamente en Punta Samper hasta la ciudad de Guayaquil (Figura 2.3b). La pendiente en este canal por lo general es menor al 2% y en los sectores cercanos a los bajos o las riberas la pendiente aumenta hasta el 10%.

El canal de Jambelí y el Río Guayas forman el subestuario principal (INOCAR y DELFT, 1984), con profundidades irregulares por la existencia de muchos bajos (INOCAR, 2005). El veril de 10 m aparece de manera intermitente en el canal de Jambelí hasta la altura del poblado de Puná Nueva. En el Río Guayas encontramos el veril de los 10 m frente a Punta de Piedra y al malecón de la ciudad de Guayaquil, siendo las profundidades presentes en el Río Guayas menores a 7 m (Figura 2.3b); la pendiente en el Río Guayas por lo general es menor al 2% y en los sectores cercanos a los bajos o las riberas la pendiente aumenta hasta el 5%.

Entre los dos subestuarios existen áreas bajas donde crecen manglares que son atravesados por canales, siendo el principal el canal de Cascajal que une a los dos subestuarios. Las costas son planas y bajas con excepción de algunos acantilados que están en la zona occidental de la isla Puná, a lo largo de ambos lados del canal del Morro, la punta oriental de la Isla Puná y en Punta de Piedra (INOCAR y DELFT, 1984).

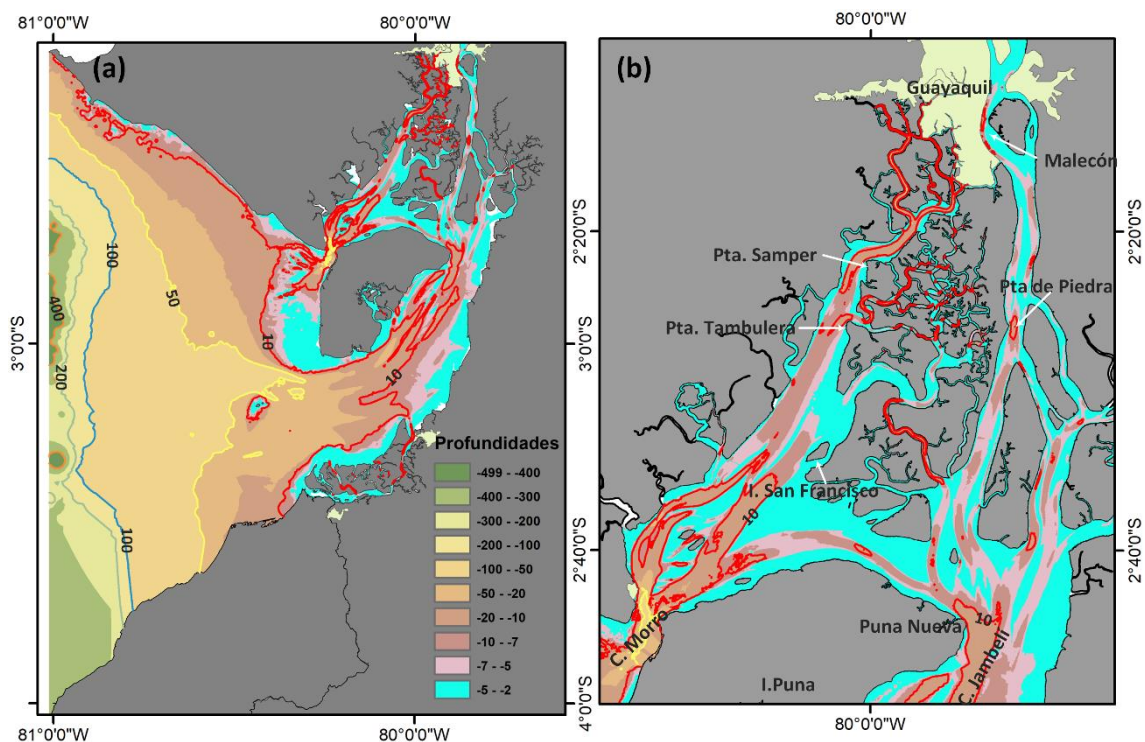


Figura 2.3. Batimetría del GG: (a) Estuario externo; (b) Estuario interno.

2.1.3 Componente climatológico e hidrológico

El GG recibe el caudal de unos 20 ríos que ocupan una cuenca de drenaje de 51,230 km², de los cuales 5 vierten más del 81% del drenaje total: Río Guayas, río Jubones, río Cañar, río Taura y río Arenillas (INOCAR, 2005) (Figura 2.4a).

El GG se encuentra en la Zona Tropical Ecuatorial y está influenciado por la circulación del Pacífico Norte y Sur. En el período de diciembre-febrero, el centro de alta presión del Pacífico Norte se desplaza hacia el sur y el centro de alta del Pacífico Sur se desplaza hacia el sureste; los vientos alisios del noreste se intensifican, mientras que los alisios del sureste se debilitan. Esta diferencia de fuerzas provoca que la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) se desplace hacia el sur en esta época del año. A mediados del año esta situación se invierte y la ZCIT se desplaza hacia el norte (INOCAR y DELFT, 1984).

Como consecuencia del movimiento de la ZCIT en el GG se presentan dos estaciones claramente marcadas, seca y húmeda. Más del 95% de las precipitaciones se producen durante la época húmeda o verano (enero – mayo) mientras que menos del 2% de las precipitaciones ocurren en la época seca o invierno (agosto – noviembre) (Stevenson, 1981), los meses restantes son considerados como de transición entre ambas estaciones (Cucalón, 1989). En la Figura 2.4b se muestra la precipitación promedio acumulada de las estaciones de Guayaquil y Puná, entre 1984-2014, donde se aprecia claramente la estacionalidad presente en el AE. La precipitación anual promedio de las estaciones Guayaquil y Puná es de 996.6 mm y 582 mm, respectivamente. En la Figura 2.4c se muestra la variabilidad de la precipitación diaria promedio en cada una de ellas.

Durante la época húmeda, la temperatura media es de 28,3°C, registrándose una máxima de 35.3°C. En la época seca la temperatura media es aproximadamente 25°C, registrándose durante el día una temperatura máxima de 34.8°C (INOCAR, 2005; Twilley et al., 2001).

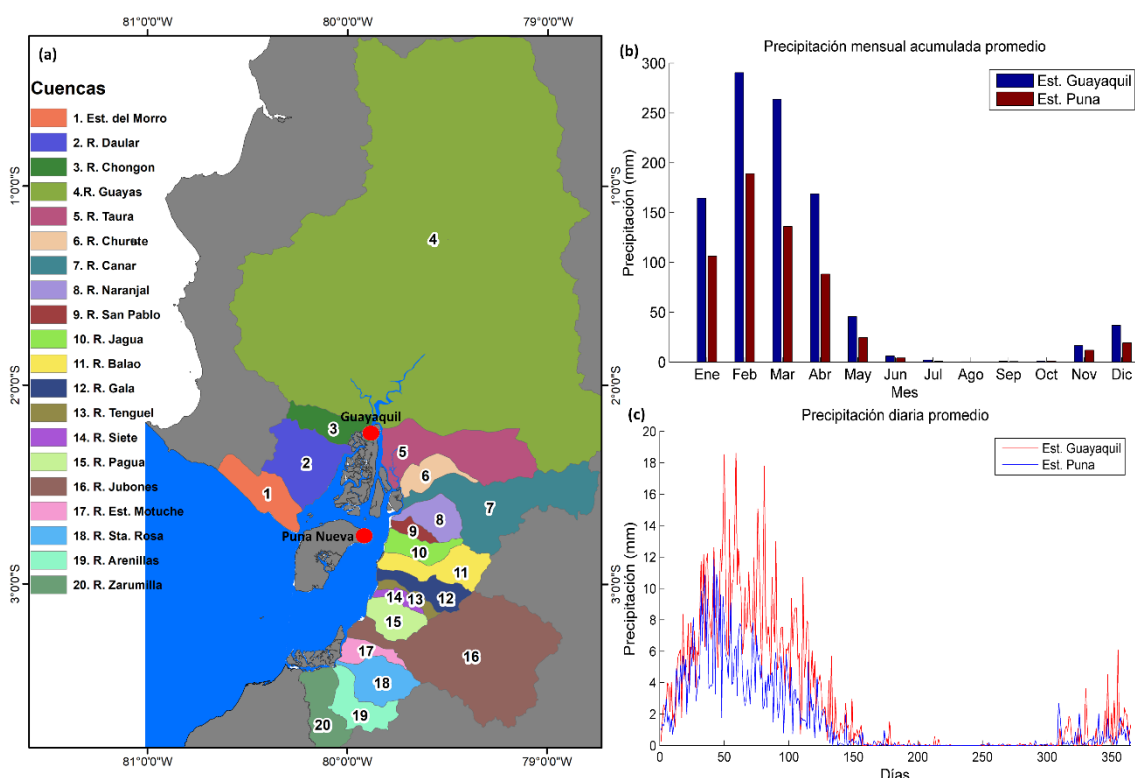


Figura 2.4. (a) Cuencas que conforman el Río Guayas; (b) Precipitaciones promedio acumuladas (1985-2014); (c) Precipitaciones promedio diarias (1985-2014).

2.1.4 Componente oceanográfico

En el estuario exterior, la circulación es compleja debido a la influencia de diversos factores como la circulación del Pacífico Tropical Oriental, el aporte de agua dulce del Río Guayas, la

acción de los vientos locales, el efecto de las mareas y las características geomorfológicas del estuario. Las magnitudes promedio de la velocidad son del orden de los 0.20 m/s, en toda la columna de agua, y su dirección no presenta un patrón definido como en el estuario interior (INOCAR, 2014).

En el estuario interior las corrientes responden principalmente a las mareas, cambian su dirección en 180° de una fase a otra y se alinean de acuerdo a la dirección que tiene el eje del canal. Tanto la dirección como la magnitud de las corrientes dependen exclusivamente de la orientación del canal y del estado de la marea, además de las variaciones estacionales generadas por las crecientes en época húmeda de la cuenca hidrológica del Guayas. Las mayores magnitudes de las corrientes en el estuario interior se observan en los niveles superficiales, donde alcanzan magnitudes de hasta 1.18 m/s durante el estado de flujo en pleamar. Este perfil de corrientes va decreciendo conforme aumenta la profundidad; en el reflujo puede alcanzar magnitudes de 0.63 m/s a nivel de fondo. En la bocana del Estero Salado se presentan las mayores magnitudes de corrientes a nivel superficial y medio con magnitudes de 1.30 m/s y 1.14 m/s, respectivamente (INOCAR y DELFT, 1984).

Los vientos en el GG tienen variaciones estacionales muy ligeras. Los vientos con fuerza de 5 en la escala de Beaufort tienen una frecuencia menor al 10% y la frecuencia de los vientos fuertes es menor al 1% (INOCAR y DELFT, 1984). En época seca los vientos son del suroeste (3.5 m/s) mientras que en época húmeda los vientos dominantes proceden del noreste (1.8 m/s) (INOCAR, 2005; Twilley et al., 2001). La morfología presente en el GG produce la refracción y la difracción de la ola, ocasionando una reducción de su energía. En la Figura 2.5. se muestra el Hs50 calculado en un período de 3 años con el modelo SWAN, pudiéndose apreciar la disminución gradual de la altura de la ola a medida que ingresa hacia el estuario interior.

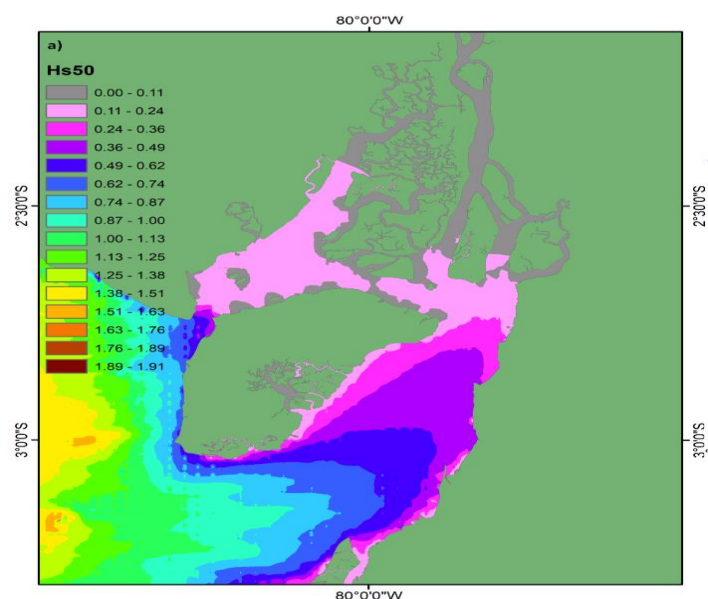


Figura 2.5. Hs50 obtenido del modelo SWAN, en el GG.

2.2 Usos humanos

Debido a la gran cantidad de CN que se encuentra dentro del AE, se han desarrollado diversos usos humanos. En la Figura 2.6. se describen dichos usos agrupados por sectores, los cuales se detallan en los apartados siguientes.

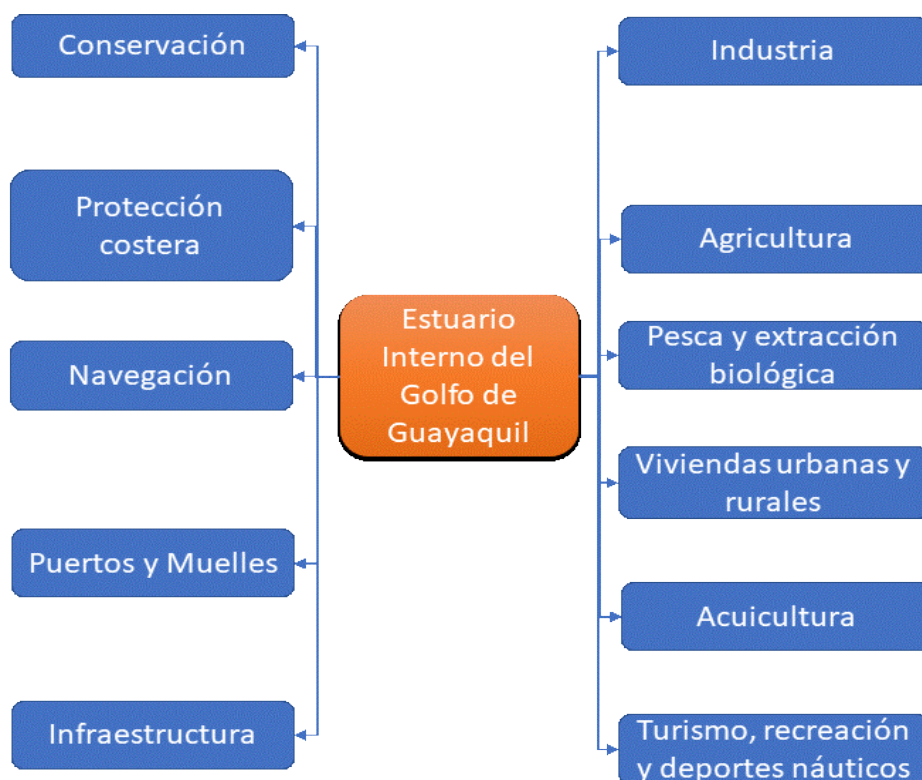


Figura 2.6. Usos dentro del AE agrupados en sectores.

2.2.1 Conservación (manglares)

En el GG, el ecosistema manglar se encuentra ligado al sistema estuarino, originando suelos sedimentarios, anegados y sujetos a la influencia de mareas, que sirven de base para el desarrollo de peces, crustáceos, moluscos y otras especies acuáticas y terrestres (CLIRSEN, 1990), y proveen de una variedad de servicios ecosistémicos importantes para la protección costera, la biofiltración de las aguas costeras y el secuestro de carbono.

Los manglares se encuentran distribuidos a lo largo de una banda en la zona intermareal (Potter et al., 1993), manteniendo una zonificación en conformidad a su capacidad de tolerar la salinidad. En el GG existen una gran variedad de manglares, siendo las principales especies *Rhizophora harrisonii* (mangle rojo), *Avicennia germinans* (mangle negro) y *Laguncularia racemosa* (mangle blanco) (INOCAR, 2009; Twilley et al., 2001). La zonificación de estas especies se puede observar en la Figura 2.7.

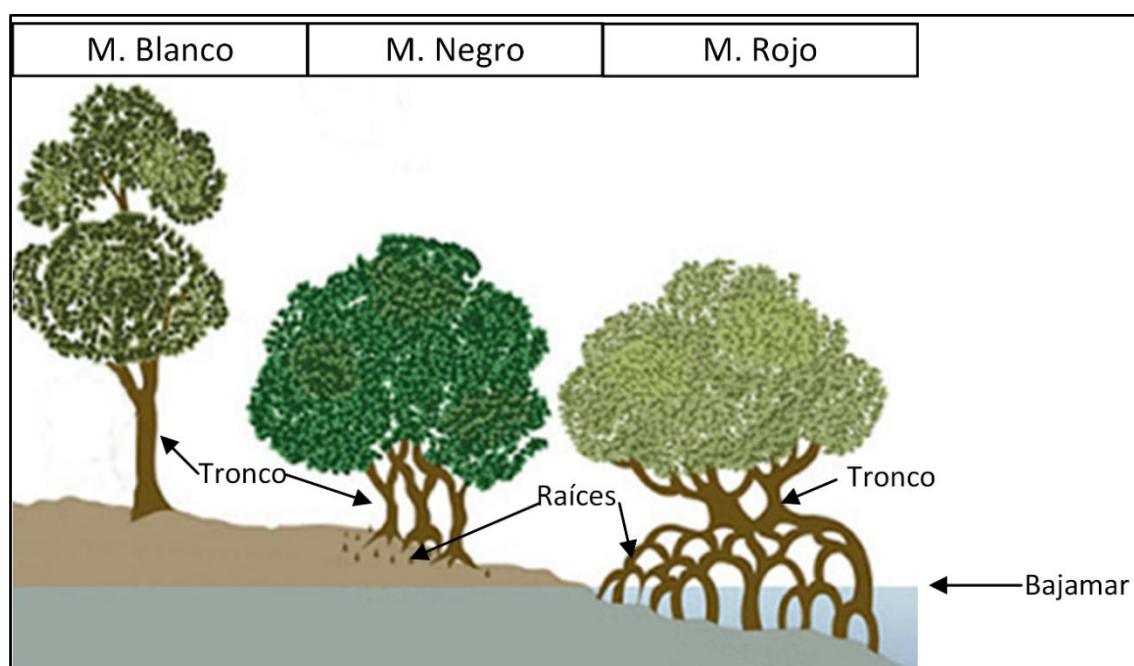


Figura 2.7. Zonificación del Manglar: Principales especies en el AE.

Rhizophora harrisonii (mangle rojo) es el más abundante en el Golfo (Twilley et al., 2001) y se encuentra en estuarios ecuatoriales con flujos continuos de agua dulce. Tiene características de *Rhizophora mangle* y *Rhizophora racemosa*, por lo que inicialmente se pensó que era un híbrido entre ambas, aunque recientes estudios moleculares aclararon que no era así (Cerón-Souza et al., 2010). *Avicennia germinans* (mangle negro) tiende a ubicarse en la zona intermareal media alta y por lo general en el margen hacia el mar de las costas tropicales (Ellison et al., 2012). Sus plántulas toleran un amplio rango de salinidad (0 a 940 mol/m³NaCl), aunque su tasa de

crecimiento relativo después de 27 semanas es máxima en 170 mol/m³ NaCl y decrece un 47-44% en rangos de salinidad de 680-940 mol/m³ NaCl. Por lo tanto, la mortalidad aumenta y la tasa de crecimiento relativo disminuye con mayor salinidad (Suárez y Medina, 2005). *Laguncularia racemosa* (mangle blanco) tiende a ubicarse en la parte alta de la zona intermareal (Sherman et al., 2001). Sus plántulas son menos tolerantes que *Rhizophora mangle* a la salinidad y a la variación del hidropériodo, por lo que suele establecerse en sitios relativamente abiertos con baja salinidad y abundantes nutrientes.

Hasta 1969, la cobertura del área de manglares permaneció prácticamente inalterable; dado que no se talaban para establecer asentamientos humanos (CLIRSEN, 1990). En esa época los manglares eran considerados como áreas improductivas que no representaban beneficio alguno para el país (Coello et al., 2008; Ecobiotec, 2009). A partir de 1970 apareció un nuevo actor en el GG, la industria camaronera, la cual a través de concesiones empezó a instalar piscinas camaroneras en las áreas salinas y de manglar (CLIRSEN, 1990). A finales de los años 70 se empezaron a entender los beneficios emanados del mangle, por lo que se comenzaron a desarrollar mecanismos para su conservación y protección (Coello et al., 2008). En 1978, mediante Decreto Supremo “se prohíbe la construcción de piscinas para la cría y cultivo de camarones en áreas cubiertas de manglar”, lo que constituye el primer reconocimiento del Estado respecto a la destrucción de los manglares por parte de la industria camaronera (Greiber y Schiele, 2011). Esta prohibición fue ratificada en una serie de documentos legales expedidos posteriormente. En 1999, mediante Decreto Ejecutivo se estableció la posibilidad de que comunidades ancestrales pudieran solicitar el uso exclusivo del manglar bajo el compromiso de cuidarlo a través de las concesiones (Coello et al., 2008; Ecobiotec, 2009). En el GG se han legalizado 25 concesiones, las cuales cubren un área de 23,667 ha. (Gravez et al., 2011).

Otra herramienta que se ha empleado para la protección del manglar ha sido el establecimiento de áreas protegidas (AP). En la Figura 2.8 se muestra la ubicación de las 6 AP y las áreas de concesión presentes en el AE, recogiendo en la Tabla 2.1. la descripción de las AP (Urquiza et al., 2011).

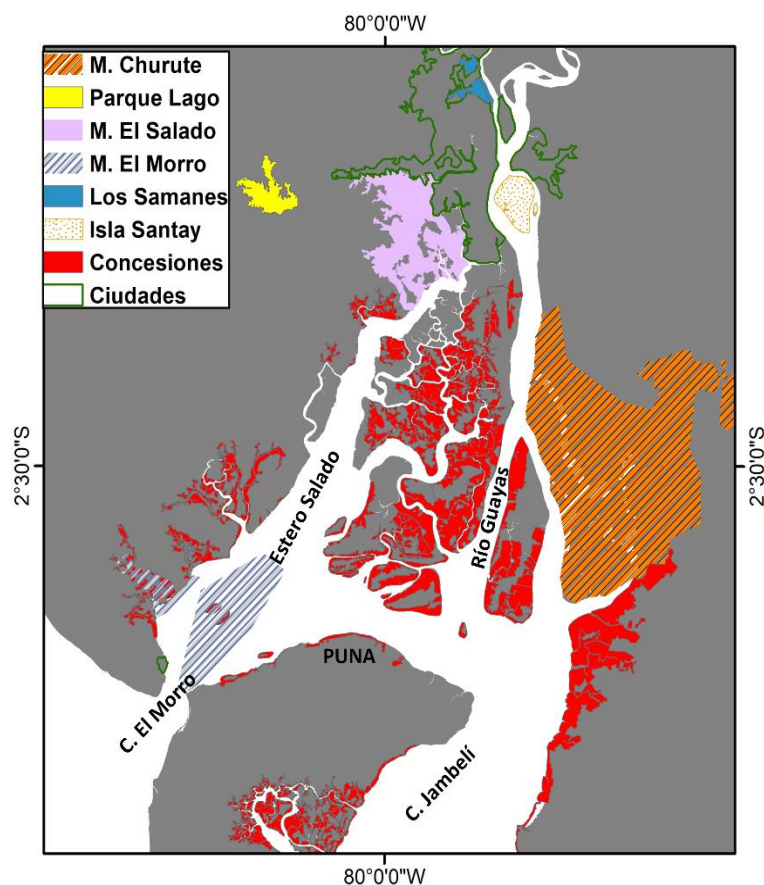


Figura 2.8. Áreas protegidas y concesiones.

Tabla 2.1. Áreas protegidas presentes en el AE

Área protegida	Superficie (ha)	Año de creación	Hábitats
Reserva Ecológica Manglares Churute	55,212	1979	Manglar, bosques secos, sistema estuarino
Área Nacional de Recreación Parque Lago	2,283	2002	Bosque seco
Reserva de Producción Faunística Manglares El Salado	5,309	2002	Manglar, bosque seco, sistema estuarino
Refugio de Vida Silvestre Manglares El Morro	10,130	2007	Manglar, sistema estuarino
Área Nacional de Recreación Los Samanes	380	2010	Bosque seco
Área Nacional de Recreación Isla Santay y del Gallo	2,214	2010	Manglar, sistema estuarino y bosque seco

2.2.2 Protección costera

En lo que se refiere a la protección costera ante la inundación y erosión producida por oleajes fuertes, tsunamis o aportes fluviales, el GG dispone tanto de defensas naturales como artificiales. La topografía submarina de la plataforma en el GG es casi plana, con una profundidad regularmente decreciente hacia la costa (Reynaud et al., 2018). Las condiciones naturales y morfológicas presentes en el GG permiten ofrecer condiciones de abrigo que han facilitado el desarrollo de ciudades, poblados, infraestructuras portuarias y vías de navegación.

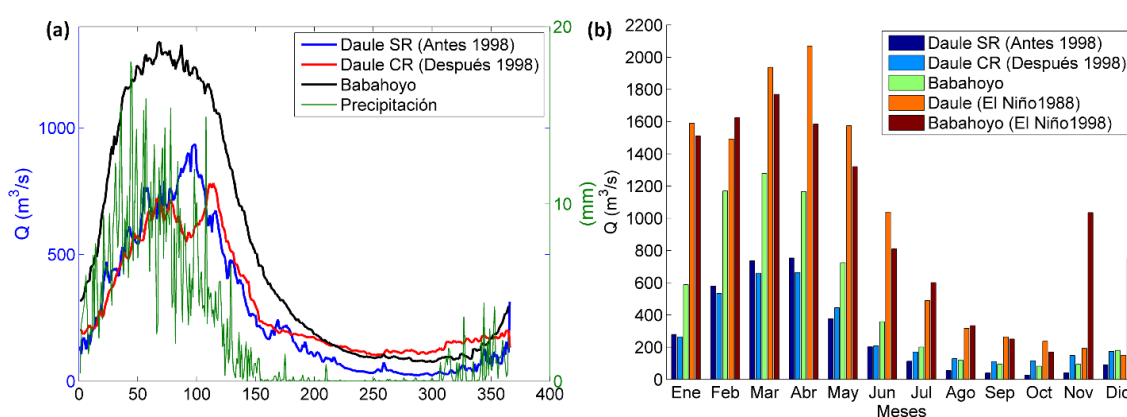


Figura 2.9. (a) Caudales diarios promedio de los principales afluentes al Río Guayas (eje de la izquierda) y precipitación diaria promedio de la estación cercana al Puerto Marítimo de Guayaquil (eje de la derecha, color verde); (b) Caudales mensuales promedios de los principales afluentes del Río Guayas teniendo en cuenta la condición El Niño. (CR: con represa; SR: sin represa).

En la época de lluvias, los caudales de los ríos aumentan provocando inundaciones a lo largo de la cuenca alta y baja del Río Guayas (Cucalón, 1989; Stevenson, 1981) (Figura 2.9a), efecto que se agrava cuando se produce la aparición del evento climático conocido como El Niño. Este fenómeno está definido, tanto en Ecuador y en el norte de Perú, como una combinación de temperatura del mar anormalmente cálida, una corriente costera más fuerte de lo habitual hacia el sur, alta precipitación e inundaciones (Arteaga et al., 2006). Los eventos de El Niño más severos fueron los ocurridos en los años 1982-1983 y 1997-1998 (Figura 2.9b).

Para poder regular los caudales de los ríos que descargan en el GG, se realizaron varias obras de ingeniería, siendo las más importantes:

- La presa construida en la confluencia del Daule y Peripa, terminada en 1998. Esta obra de ingeniería tiene una gran influencia en las descargas del río Daule, por lo tanto, también en el Río Guayas (Stenfert et al., 2016; Twilley et al., 1999). La construcción de la presa tuvo los siguientes objetivos: suministrar agua para riego y consumo humano en la parte baja de la cuenca del Daule para la península de Santa Elena y la provincia de Manabí; generar

energía hidroeléctrica; proporcionar protección contra las inundaciones en las secciones más bajas de la cuenca del Daule durante la temporada de lluvias; mejorar el suministro de agua potable para los asentamientos y pueblos a lo largo de las orillas del río Daule y la ciudad de Guayaquil; y, proporcionar un mayor flujo de agua para evitar la intrusión de agua salada en la parte inferior del Daule (Arriaga, 1989).

- El trasvase Daule-Vinces ubicado dentro de la cuenca baja del Río Guayas, antes de la confluencia de los ríos Daule y Babahoyo, que cubre la zona baja del río Vinces desde la ciudad del mismo nombre hasta el límite occidental del cantón Samborondón. Este trasvase fue construido para aprovechar el agua disponible en el río Daule durante los meses de verano e incorporar 169,911 ha para riego en época de sequía al área comprendida entre los ríos Daule, Vinces, Pueblo Viejo y Colorado en la zona del delta del Río Guayas, con el objeto de expandir la frontera agrícola, mejorar la producción y productividad de bienes de consumo interno, generar excedentes para la exportación e impulsar la riqueza ictiológica de la región (EMPA, 2013a).
- El control de inundaciones Naranjal, localizado en el cantón homónimo, ubicado al suroeste de la provincia del Guayas, limítrofe al norte con los cantones Durán y El Triunfo. Esta obra fue construida para la estabilización de cauces y el control de inundaciones en el sistema Bulubulu-Cañar-Naranjal y evitar daños por inundaciones generadas por precipitaciones extraordinarias, como las que ocurrieron en el último fenómeno de El Niño cuyas consecuencias para el país significaron pérdidas de alrededor de US \$ 400 millones (EMPA, 2013b).
- El control de inundaciones Cañar localizado en las Provincias de Cañar y Guayas, en la cuenca baja al sureste del Río Guayas, específicamente en el cantón La Troncal, para implementar un sistema integral de medidas de ingeniería, prevención y mitigación ambiental para el control de inundaciones y estabilización de cauces en el sistema Cañar que permita el desarrollo social y económico de la región (EMPA, 2013c).

2.2.3 Desarrollo urbano (viviendas urbanas y rurales)

Dentro del GG se ubican grandes ciudades como Guayaquil, Samborondón y Daule, las cuales se encuentran situadas al norte del Golfo y son respectivamente la primera, segunda y cuarta ciudades más grandes de la provincia del Guayas (SNI, 2019); no obstante, también se localizan pequeñas ciudades y una gran cantidad de poblados. Al Sureste se ubica la parroquia de Posorja,

donde se está construyendo un nuevo puerto comercial para buques de gran calado, previéndose que este Puerto se convierta en un polo de desarrollo.

La ciudad de Guayaquil fue fundada en 1574 por el conquistador español Francisco de Orellana. La ciudad nació en tierras altas y gradualmente se fue extendiendo hacia las tierras bajas y pantanosas. El asfalto de las calles y el hormigón de las construcciones fue ganando espacio a los esteros y manglares (Estrada, 2010). Las demás ciudades tuvieron una lógica de desarrollo similar a la ciudad de Guayaquil. En estos sistemas urbanos se tienen los diversos subsistemas (doméstico, industrial, portuario, comercial y de transporte), cada uno de ellos articulado a los demás, aunque manteniendo su propia estructura y funcionamiento (Montaño y Sanfeliu, 2008).

En el GG las áreas urbanas concentran la mayor cantidad de la población. En la Figura 2.10a se puede observar que la población rural ubicada en el AE prácticamente se ha mantenido constante, mientras que la población en las áreas urbanas ha tenido un crecimiento sostenido en el entorno de 2.8% (SNI, 2019). Guayaquil es la ciudad más grande de Ecuador, con una población de 2,278,691 habitantes (hasta el 2010), lo que constituye el 18% de la población del país, siendo considerada la capital económica del mismo, con una concentración del 25% del producto interno bruto (MG, 2000a). La tasa anual de crecimiento de esta ciudad (aproximadamente el 3%) es la más alta del país. Tanto Guayaquil como las ciudades circundantes han tenido una fuerte migración gracias a los ríos navegables que cruzan las ciudades, los cuales han ayudado al transporte tanto de cacao como de plátano. Las crisis del cacao (1929), la del banano (1960) y el boom petrolero provocó una migración de otras áreas del Ecuador a Guayaquil. La actividad portuaria y comercial que se desarrolla en esta ciudad también atrajo la migración de extranjeros y nacionales (Delgado, 2013).

El crecimiento de la población en estas ciudades se tradujo en un crecimiento del espacio gris dedicado para la vivienda, mientras que en la zona rural se ha mantenido relativamente constante, como puede observarse en la Figura 2.10b, donde se muestra el crecimiento del número de viviendas en el AE. La expansión de las áreas grises fue uno de los causantes de la disminución del área de manglares.

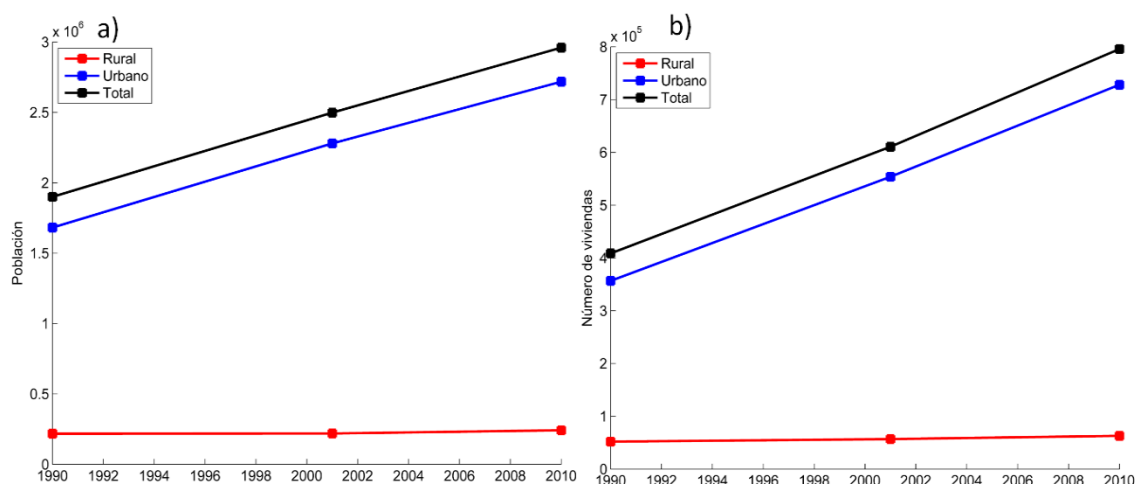


Figura 2.10. Crecimiento de la población y de las viviendas en el AE: (a) Distribución de población en la zona rural y urbana; (b) Distribución de la vivienda en la zona rural y urbana según los Censos de 1990, 2001 y 2010.

2.2.4 Navegación y puertos

Desde épocas coloniales Guayaquil fue empleada como puerto principal, localizándose los muelles a lo largo del malecón Simón Bolívar y teniendo puntos de fondeo en el Río Guayas. El puerto cumplió un papel estratégico en la economía centro-andina, distribuyendo la producción de la industria textil que abastecía a gran parte del territorio colonial de América del Sur. Hacia fines del período colonial, las exportaciones del cacao producido en la región de la costa despuntaron como uno de los pilares de la economía regional, circunstancia que contribuyó a diversificar las exportaciones que salían desde este puerto. La ciudad, con su ría y sus esteros, fue un puerto de carácter fluvial y no marítimo, propiamente dicho (Chaves, 2006). La alta sedimentación del Río Guayas produjo la presencia de bajos peligrosos (Chaves, 2006; Twilley et al., 1998). Además, el golfo, con los vericuetos de manglares que forman islas, hizo del puerto de Guayaquil, ubicado en el Río Guayas, un puerto marítimo poco viable, por lo que los barcos se veían obligados a atracar en la isla Puná, desde donde las embarcaciones más pequeñas, guiadas por navegantes locales conocedores de la ruta navegable, transportaban pasajeros y carga a su destino final (Chaves, 2006).

Posterior a la época colonial, la persistencia del problema de sedimentación con la presencia de bancos y barras que permanentemente migraban por el lecho del río, unido a que la infraestructura empezaba a ser limitada y de poca eficiencia, y al incremento del tamaño de las naves, se estableció la necesidad de crear un puerto que ya no estuviera en el Río Guayas sino en otro sitio con mejores condiciones de profundidad (Chaves, 2006; Fun-sang y Tobar, 2010).

Así, desde la década de 1940 se comenzó a analizar y estudiar la opción de construir un nuevo puerto que brindara una adecuada seguridad para las operaciones portuarias a las naves mercantes. Finalmente, en 1962 entró en funcionamiento un nuevo puerto capaz de manejar barcos con mayor calado, ubicado en el Estero Salado y con un canal de navegación de 51 Mn (94 Km) de longitud dividido en un canal externo fuera del canal del Morro de 10.8 Mn (20 Km) y un canal interno de 40 Mn (74 Km) de 122 m de ancho y una profundidad de 9.75 m (32.5 pies) al nivel medio de mareas vivas (Delgado, 2013; Fun-sang y Tobar, 2010; INOCAR y DELFT, 1984). Además de las instalaciones del terminal marítimo y del canal, se construyó un canal en el estero Cobina hasta conectarse con el Río Guayas, con las respectivas esclusas (INOCAR y DELFT, 1984).

Una vez que el Puerto Marítimo de Guayaquil se puso en funcionamiento, aumentó el número de las exportaciones, pasando de 718,162 Tm en 1962 a 1,528,742 Tm en 1967 (Consulsua y Geoestudios, 2011). El aumento del comercio internacional y del tamaño de los buques hizo necesario incrementar la capacidad de las instalaciones portuarias (Fun-sang y Tobar, 2010). En el Estero Salado adicional al Puerto Marítimo de Guayaquil se ubican otras seis terminales portuarias (principalmente carga contenerizada) y una terminal de gas y petróleo; y en el Río Guayas se localizan seis terminales portuarias (principalmente carga a granel) (CMAE, 2011).

En la Figura 2.11a se muestra la evolución de la carga que entra y sale del Puerto Marítimo de Guayaquil-CONTECON (línea roja sólida), pudiéndose observar que ésta se ha duplicado en los últimos 11 años. El número de buques que operaron en este puerto (línea azul sólida) disminuyeron de 1,573 a 983 en el mismo período de tiempo, lo que refleja el aumento de la capacidad de la carga de los buques que operaron en el puerto. En el caso de los terminales portuarios, tanto la carga (línea roja punteada) como el número de buques (línea azul punteada), aumentaron en los últimos 11 años. Cabe desatacar que desde el Puerto Marítimo de Guayaquil y las terminales portuarias se realiza el 70% de las exportaciones de Ecuador y el 83% de sus importaciones (Delgado, 2013).

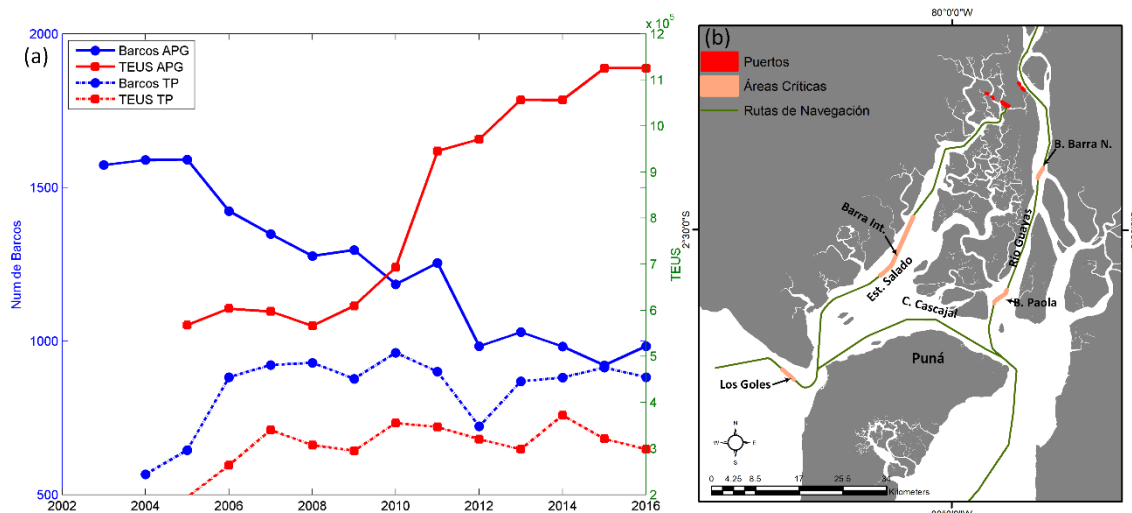


Figura 2.11. (a) Número de buques y carga que se maneja en la autoridad portuaria de Guayaquil y terminales portuarios; (b) Áreas críticas.

El aumento de la capacidad de la carga y del tamaño de los buques ha provocado que se realicen trabajos de dragado con el fin de mantener el canal de acceso al Puerto Marítimo de Guayaquil. Esta vía tiene dos áreas críticas, la primera en el canal de acceso al puerto marítimo (Estero Salado), en donde encontramos dos sectores, el área conocida como “Los Goles” entre la Boya 8A y la Boya 13; y la Barra Interna entre las boyas 44 a la 56 (Figura 2.11b). En 1962 se realizó el dragado capital de esta vía de acceso, posteriormente se realizaron dragados masivos en 1967, 1990 y 2003 (Consulsua y Geoestudios, 2011; INOCAR y DELFT, 1984). En los años 2008 y 2013 se firmaron contratos para el dragado de mantenimiento por cinco y cuatro años, respectivamente; período en el que se dragaron aproximadamente 1,800,000 m³/año (Gómez et al., 2016). En la actualidad el dragado del canal se encuentra concesionado por 20 años. En el canal de acceso a los puertos fluviales ubicados en el Río Guayas existen otras dos áreas críticas (Bajo Paola y Barra norte) (Figura 2.11b). Este canal está habilitado para buques de calado de 6.75 m con beneficio de marea, aunque no se han realizado dragados en los últimos 30 años, en el año 2018 se contrató el dragado del bajo el Palmar ubicado frente a la ciudad de Guayaquil, aunque hasta la presente fecha no se ha ejecutado esa obra.

2.2.5 Acuicultura

La acuicultura en el Ecuador se remonta a la época de los incas. Los indígenas cerraban temporalmente las lagunas, las cuales habían sido previamente inundadas con agua del mar y con larvas de camarón. Los antiguos aborígenes realizaban esta primitiva actividad de maricultura para consumo interno (Twilley, 1989). La industria camaronera como tal apareció en el año 1969 (Siddall et al., 1985), y su expansión provocó el crecimiento del área que

ocupaban las piscinas camaroneras. Las piscinas fueron inicialmente construidas en las áreas salinas y de manglares, lo que provocó el mayor cambio del uso de suelo costero.

La pérdida de la cobertura del manglar trajo consigo una serie de consecuencias: el desplazamiento de la población que dependía de los manglares para su alimentación y la utilización de su madera como combustible; la pérdida de empleo e identidad cultural; la pérdida de un hábitat necesario para el desarrollo de peces y mariscos; y la modificación del flujo de agua, provocando cambios en los patrones de circulación y sedimentación y una disminución en la capacidad de control de la contaminación (CLIRSEN, 1990).

En la Figura 2.12a se muestra la evolución de las áreas camaroneras en el AE y en todo el GG (estuario interno y externo). Como se puede observar la cobertura de camaroneras creció desde el año 1969 hasta el 2006, luego de lo cual empezó a decrecer. La Figura 2.12b muestra que el desarrollo de las áreas camaroneras produjo la desaparición de las áreas salinas y la disminución de la cobertura de manglares. En la Figura 2.12c se muestran las exportaciones de camarón durante 1980-2017, observándose que la producción camaronera ha ido creciendo a lo largo del tiempo, a pesar de que, a partir del año 2006, el área de camaroneras no se ha incrementado; lo que indica que la producción de camarón en los últimos años ha aumentado debido al empleo de nuevas tecnologías más eficientes. Se puede observar como la aparición de enfermedades como el Síndrome de la Gaviota (1989-1990) (Alday-Sanz, 2010), el Síndrome de Taura (1992) (Cuéllar-Anjel, 2015) y White Spot (1999) (Pérez et al., 2005) han mermado la producción camaronera. Otro de los factores que contribuyó con la caída de la producción camaronera en el período de 1999-2001 fue la crisis económica sin parangón que sufrió el Ecuador en esos años (Jácome, 2015; San Martín, 2003).

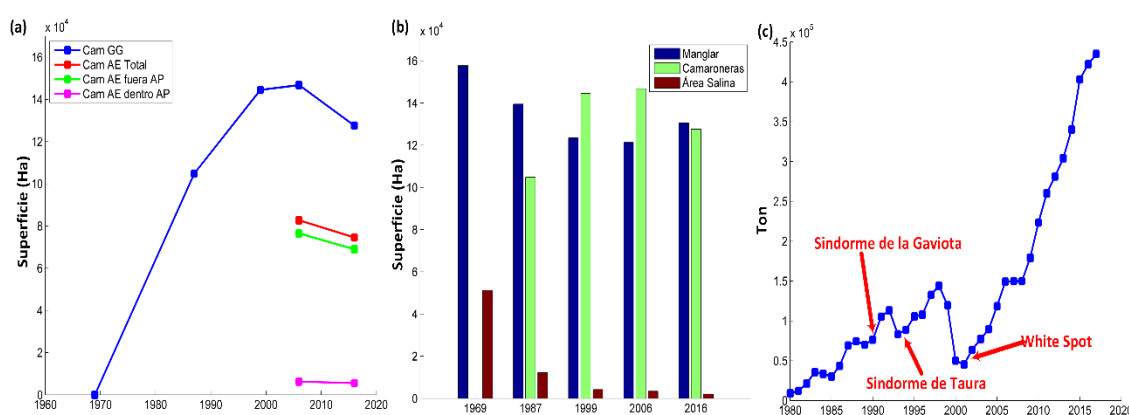


Figura 2.12. Industria camaronera: (a) Evolución de las áreas camaroneras dentro de GG y AE; (b) Evolución de las áreas de manglar, camaroneras y áreas salinas dentro del GG; (c) Evolución de la producción camaronera.

Fuente: FishStat http://www.fao.org/fishery/countrysector/naso_ecuador/es

2.2.6 Turismo, recreación y deportes náuticos

En el GG existe una fuerte relación entre los cuerpos de agua (estuario del Río Guayas-Estero Salado) y las ciudades, no solo por las actividades económicas e industriales, sino también por las actividades recreativas y culturales. En el Ecuador, el turismo está teniendo un crecimiento acelerado, ubicando esta actividad económica en el tercer lugar por detrás del banano y camarón (SENPLADES, 2017). Así, el número de turistas alcanzó la cifra de 1,577,006 en el año 2014, lo que supuso un incremento del 48.7% respecto a 2010.

El turismo nacional y extranjero arriba al GG por vía terrestre, aérea y marítima (a través de cruceros), permaneciendo una gran cantidad de turistas en la ciudad de Guayaquil y en sus alrededores (Delgado, 2013). El aumento de las actividades recreativas y deportivas en las playas y en el mar ha venido de la mano del progresivo incremento del turismo de sol y playa. En el GG existen playas tanto de uso ocasional como tradicional. Las playas de uso tradicional (Playas, Bellavista y Jambelí) se encuentran ubicadas en el estuario exterior, mientras que las de uso ocasional están tanto en el estuario exterior (SENPLADES, 2017) como interior.

El GG tiene una gran biodiversidad (Twilley et al., 2001; Urquiza et al., 2011) por los hábitat que alberga; razón por la cual se incentiva el desarrollo del turismo ecológico o ecoturismo, en donde es fundamental incorporar a la población local en la toma de decisiones dentro de los procesos administrativos y, más específicamente, en la planificación y el control. En cada una de las concesiones de manglar se desarrollan planes de manejo con el objetivo de fomentar el ecoturismo, pero ha tenido poco éxito (Urquiza et al., 2011).

Las actividades turísticas dentro de las AP han sido de importante interés. En el AP El Salado, en el sector conocido como Puerto Hondo, existen dos tipos de usuarios que desarrollan actividades de turismo. Un estrato de clase social alta realiza actividades de piragüismo, esquí acuático y navegación, principalmente los fines de semana. El otro grupo de usuarios es de clase media – baja que son atraídos por la belleza escénica y natural del manglar, realizan recorridos por el estero en bote o a pie, se bañan en el balneario y en algunos casos practican pesca deportiva (MAE, 2008). En el AP El Morro, las actividades turísticas que se desarrollan están relacionadas fundamentalmente con el avistamiento de aves (fragatas, pelícanos, garzas rosadas, palomas) y la observación de delfines (MAE, 2010). El AP Manglares Churute posee tres ejes paisajísticos: los manglares y estuarios, la cordillera Churute, y la laguna El Canclón. En la última existen seis escenarios turísticos; el sendero La Flora y el recorrido por su estuario en canoa, los senderos El Mate, Aulladores y El Mirador, y la laguna El Canclón que bordea varios

cerros. El recorrido por el estuario permite contemplar avistamiento de aves (garza blanca, morena y rosada, pelícanos, fragatas, martín pescador y águila pescadora), así como de cocodrilos e iguanas (Peralta et al., 2018).

De acuerdo a investigaciones realizadas, el desarrollo sostenible del turismo en las áreas de concesión del Golfo Interno ha sido mínimo, ya que a pesar de la riqueza natural y de los atractivos turísticos, la gran mayoría de sus habitantes se dedica al desarrollo de actividades extractivas, como la captura del cangrejo.

2.2.7 Extracción biológica

La pesca ha sido el principal sustento en la dieta diaria de los ecuatorianos, así como una trascendental fuente generadora de empleo y divisas. El GG por sus condiciones morfológicas ha sido ancestralmente asiento de comunidades que realizan la pesca artesanal empleando artes y sistemas de pesca menores, tradicionales para la captura de especies piscícolas que habitan cerca del fondo marino y en la columna de agua, así como la captura de crustáceos (cangrejos y jaibas) y moluscos como conchas y ostiones (Consulsua y Biotica, 2015). En el GG encontramos 82 caletas pesqueras que representan el 34% de las caletas pesqueras del país (VMAP, 2016). Existen 20,882 personas dedicadas a la actividad pesquera, lo que representa el 37% del total de la flota de la costa del Ecuador continental (INEC, 2010). La flota pesquera artesanal que opera en el GG es de 5,310 embarcaciones que representan el 34% del total de los pescadores del Ecuador continental (SRP, 2013).

La Figura 2.13a muestra la captura en unidades de la pesca artesanal, concha y cangrejos. Es evidente que la captura de la concha tiene una tendencia negativa, mientras que en la captura del cangrejo rojo hay una relativa estabilidad y la pesca artesanal tiene un ligero incremento. Es importante mencionar que un porcentaje de la pesca se realiza fuera del área del GG. Torres (2012) realizó una encuesta a los pescadores para determinar si se había producido un aumento o disminución de la pesca; la percepción de ellos es que la captura de las diferentes especies endémicas había disminuido (Figura 2.13b). Esta percepción probablemente se deba a que el número de personas que se dedican a esta actividad ha aumentado.

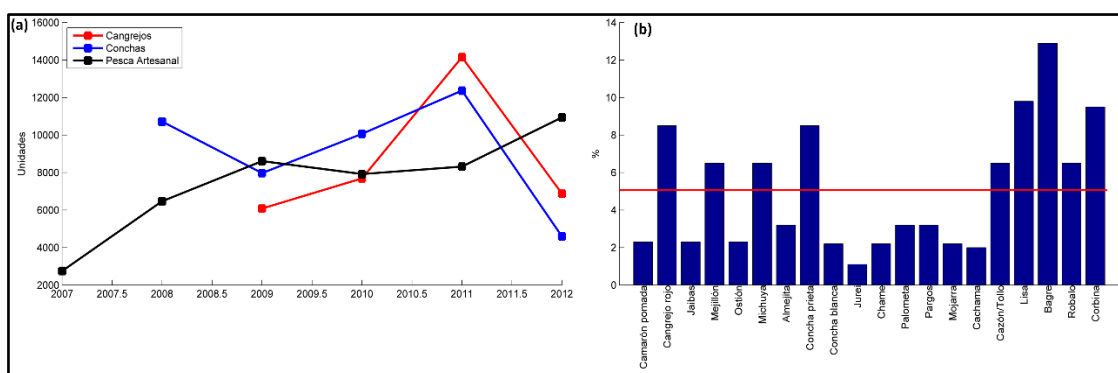


Figura 2.13. Extracción biológica (a) Unidades extraídas de cangrejos, conchas y pesca artesanal; (b) Encuesta realizada a pescadores muestra la percepción de reducción porcentual de la pesca de diferentes especies nativas (Torres, 2012).

Entre otras causas de la posible disminución de la pesca se encuentran: 1) La potencial contaminación con hidrocarburos de petróleo que por bioacumulación en productos del mar puede deteriorar el hábitat, la pesca y afectar al ser humano a través de la cadena trófica (Consulsua y Biotica, 2015; Rodríguez, 2005); 2) La alta contaminación bacteriana, la disminución de la concentración de oxígeno disuelto y el incremento de la concentración de nutrientes debido a las descargas de las aguas residuales poco tratadas y a las descargas de las camaroneras (Consulsua y Biotica, 2015; INOCAR y DELFT, 1984; Twilley, 1989); y 3) La alta contaminación de plásticos en las costas del GG y sus potenciales efectos negativos en organismos de la pesca artesanal y sus hábitats (Consulsua y Biotica, 2015).

Se ha observado que los plásticos quedan atrapados en las raíces de los manglares, convirtiéndolos en una obstrucción que impide que los manglares ubicados hacia tierra reciban la influencia del agua salina y mueran. La disminución de la cobertura del manglar tiene un impacto directo en la abundancia del cangrejo rojo, debido a que esta especie se alimenta de las hojas caídas del manglar (Zapata et al., 2018).

En el GG opera uno de los dos principales puertos de pesca industrial, el de Posorja (SENPLADES, 2017). Las embarcaciones pesqueras registradas en este puerto han oscilado entre 208 en el 2011 y 168 en el 2015 (SRP, 2013), flota que pesca en altamar. Posorja concentra el 70% de las exportaciones atuneras del Ecuador que, según datos del año 2010, superan las 200,000 Tm y representan US \$65.5 millones (MAE, 2010).

2.2.8 Industria

Las tareas relacionadas con la actividad industrial asentada en el área de influencia del GG generan empleo para una quinta parte del total de la población del Ecuador (Consulsua y Biotica,

2015; Delgado, 2013). En las ciudades de Guayaquil, Durán y Samborondón las principales actividades industriales están vinculadas a las actividades textiles, metalúrgicas, alimenticias, fábricas de gaseosas y empacadoras de mariscos (Consulsua y Biotica, 2015), reparación de maquinaria y fabricación de productos farmacéuticos, entre otras. Se estima que menos del 5% del total de industrias en Guayaquil dispone de un registro ambiental, en cumplimiento del proceso de regularización establecido en el texto unificado de legislación secundaria de medio ambiente (TULSMA) (Hazen y Sawyer, 2015). Las aguas de descarga de la industria y de los asentamientos ilegales siguen contaminando el estuario y el río (3.5 Tm de desechos todavía se descargan diariamente en las aguas) (Delgado, 2013).

En el GG se encuentra asentada la industria de la construcción naval, cuyos astilleros se ubican en Guayaquil y Durán. Así mismo, en la ciudad de Guayaquil se encuentran diques, que son estructuras flotantes metálicas donde se realiza la inundación y reflote. Esta maniobra permite albergar en el interior del dique a buques que requieren reparación y mantenimiento (SENPLADES, 2017).

La parroquia de Posorja está rodeada por empacadoras de harina de pescado y de atún. Existen tres industrias atuneras, al sur está Nirsa, muy cerca Empesec y Sálida del Ecuador está en el extremo norte. Los pobladores originarios de Posorja que trabajan en las empresas mencionadas realizan labores de: fileteador, cargador de hielo y limpieza de camarón (MAE, 2010).

2.2.9 Agricultura

La agricultura es otra de las principales formas de sustento de los habitantes del Golfo (Pozo et al., 2012) y se desarrolla principalmente en el interior del continente junto a los márgenes de los ríos Daule y Babahoyo, así como en la zona de influencia del Golfo (Mero, 2010). El principal producto que se cultiva es el arroz y banano (Twilley, 1989). El 90% de los ríos que drenan el área de cultivo de bananos desembocan en el GG, por lo que la contaminación generada en las plantaciones de banano influye en la producción camaronera.

Este hecho se evidenció en 1992, cuando las bananeras emplearon fungicidas, conocidos como Tilt y Calixin, para combatir el hongo Sigatoka Negra, que coincidió con una muerte anormal de camarones producida por una enfermedad denominada como el Síndrome de la Gaviota. Las pérdidas en la producción de camarón superaron los US \$120,000,000. El sector camaronero responsabilizó al empleo del Tilt y Calixin por la aparición de este virus; aunque los científicos demostraron una correlación entre estos dos eventos, pero no causalidad. Este evento produjo

un conflicto entre dos grandes sectores económicos y evidenció la debilidad del gobierno para establecer regulaciones (Colburn, 1992).

2.2.10 Infraestructura

Al sur del estuario exterior se ubica el Campo Amistad, localizado aproximadamente a 68 Km de la costa, cuya producción (gas natural) es transportada desde la plataforma Amistad hasta la planta de gas en Bajo Alto, a través de un gasoducto submarino hasta la costa y un tramo de gasoducto enterrado hasta la planta deshidratadora en el sector de Bajo Alto (SENPLADES, 2017).

En julio de 1970, se inauguró el Puente de la Unidad Nacional o Puente Rafael Mendoza Avilés, el cual consta de dos partes, cruzando los ríos Daule y Babahoyo, y uniendo Guayaquil con las zonas montañosas centrales del país. El puente favoreció el intercambio de productos agrícolas, así como la urbanización de áreas en localidades periurbanas de ciudades como Durán, La Puntilla y Samborondón (Delgado, 2013). En el año 2011, se inauguró el puente Carlos Pérez Perasso que discurre paralelo al Puente de la Unidad Nacional.

El puente peatonal de la Isla Santay tiene dos partes, la primera une Guayaquil con la isla, y la segunda la isla con Durán. Este puente ha recibido muchas críticas debido a la cantidad de accidentes que han tenido algunos buques contra su estructura; lo que ha provocado dos posiciones radicalmente opuestas. El sector marítimo manifiesta que el puente es un obstáculo y un peligro a la libre navegación, mientras que los representantes de la comuna Santay manifiestan que una de sus principales fuentes de ingreso es el turismo que se ha producido desde la construcción del puente.

Capítulo 3

Evaluación de los servicios ecosistémicos de un estuario tropical con un enfoque en hábitats y escenarios

3. EVALUACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE UN ESTUARIO CON UN ENFOQUE EN HÁBITATS Y ESCENARIOS

Este capítulo está basado en: Zapata C., Puente A., García A., García-Alba J., Espinoza J. Assessment of ecosystem services of an urbanized tropical estuary with a focus on habitats and scenarios. PLoS One 2018;13:e0203927. doi:10.1371/journal.pone.0203927

3.1 Introducción

Los estuarios son entornos de transición complejos (Thrush et al., 2013), ya que son la interfaz entre los entornos oceánicos y fluviales y, por lo tanto, los sistemas terrestres y marinos. Como resultado, proporcionan una variedad significativa de condiciones ambientales físicas, químicas y geomorfológicas (Carvalho y Fidélis, 2013; McLusky y Elliott, 2005). En las regiones tropicales, los estuarios albergan hábitats importantes como los bosques de manglares y las praderas de fanerógamas marinas (Hereck, 2011), lo que significa que se encuentran entre los ecosistemas más productivos y valiosos del planeta debido a la cantidad y calidad de los SE que suministran (Costanza et al., 1998, 2014).

Sin embargo, su capacidad de proporcionar bienestar a los seres humanos ha generado efectos adversos, derivados de la creciente presión producida por factores como el crecimiento de la población, la urbanización (Gibbes et al., 2014), la expansión de la acuicultura (Ellison, 2008), la industria y la agricultura (Logan et al., 2010). En muchas ocasiones, esta presión ha generado conflictos entre diferentes grupos de interés, que intentan maximizar los beneficios que se obtienen de la naturaleza (Barbier et al., 2011). Esta situación ha producido complicaciones de gobernanza y ha provocado el deterioro y la disminución del stock de CN disponible (Halpern et al., 2008).

El deterioro de este ecosistema requiere que todas las partes interesadas adopten un enfoque pragmático y racional para la GBE, manteniendo la salud del ecosistema (estructura y función) y el conjunto de los SE exigidos por la sociedad (Arkema y Samhoury, 2012). El establecimiento de AP es una de las herramientas incluidas en la GBE para el mantenimiento a largo plazo de la capacidad de los ecosistemas (Robinson, 2009; Sadio et al., 2015; Thrush y Dayton, 2010). La creación de estas áreas alivia la presión sobre los estuarios tropicales (Sadio et al., 2015) y ayuda

a proporcionar una mejor perspectiva de sus relaciones naturales (Thrush y Dayton, 2010) dentro del ecosistema.

Otra herramienta que está disponible bajo el enfoque de GBE es la construcción de escenarios. Esta herramienta se utiliza para explorar las consecuencias de los cambios esperados en los recursos naturales y los servicios de los ecosistemas (Palaima, 2013; Robinson, 2009) bajo diferentes opciones de manejo, información que resulta relevante para la toma de decisiones (Lester et al., 2010).

Los escenarios son visualizaciones de posibles eventos futuros resultantes de una combinación de tendencias y políticas (Fontela y Hingel, 1993). Existen varias metodologías para la construcción de escenarios (Anheier y Katz, 2009), que se pueden clasificar en tres escuelas de pensamiento: lógica intuitiva, tendencias modificadas probabilísticas y escuela francesa (prospectiva) (Bradfield et al., 2005). La primera escuela emplea un esquema totalmente cualitativo, basada en la intuición y juicios de valor. La segunda escuela emplea técnicas que implican la modificación probabilística de tendencias extrapoladas (Amer et al., 2013). La escuela prospectiva propone que los escenarios pueden servir no solo como una visualización de futuros posibles sino también como una orientación para construir un futuro idealizado a través de la construcción de escenarios y la planificación estratégica (Godet, 1993; Lindgren y Bandhold, 2003). Por lo tanto, los escenarios pueden servir como una guía para los formuladores de políticas y proporcionar una base para acciones futuras (Bradfield et al., 2005). Los escenarios prospectivos se utilizan con mayor frecuencia en la planificación del sector público (Amer et al., 2013; Bradfield et al., 2005); por esta razón, en varios países de América Latina, se ha utilizado ampliamente en los procesos de planificación estratégica (Rodríguez y Cuervo, 2014).

Las evaluaciones de los ecosistemas son procesos sistemáticos que apuntan a brindar apoyo para la toma de decisiones relacionadas con los problemas de los SE y el desarrollo sostenible. Dentro de estas, la perspectiva del hábitat es una de las estrategias analíticas más utilizadas que se basa en el stock y condición del hábitat, ecotopos o biomas, etc. (Potschin y Haines-Young, 2013). El objetivo de este capítulo es presentar un enfoque que combine escenarios prospectivos con una perspectiva de hábitat para evaluar la capacidad de suministro de los SE, además de determinar el impacto de las AP en un estuario tropical urbanizado.

Este enfoque nos permitirá realizar una evaluación rápida y general, mediante el empleo de criterios de expertos (personas que poseen conocimientos profundos del área de estudio o de los temas tratados) sobre la capacidad de suministro de los SE proporcionados por los hábitats

en el AE. Los escenarios prospectivos ayudarán a resaltar las variaciones en la capacidad de suministro de los SE como consecuencia de una elección particular, una decisión política o la materialización de un evento disruptivo.

3.2 Metodología y resultados

3.2.1 Área de estudio

El AE se subdividió en cuatro zonas según criterios hidrodinámicos y ambientales (Figura 3.1). La zona 1 comprende la denominada "Zona de canales"; la zona 2 incluye el AP "Manglares de Churute"; la zona 3 contiene AP "Manglares El Salado"; y, la zona 4 abarca la AP "Manglares El Morro".

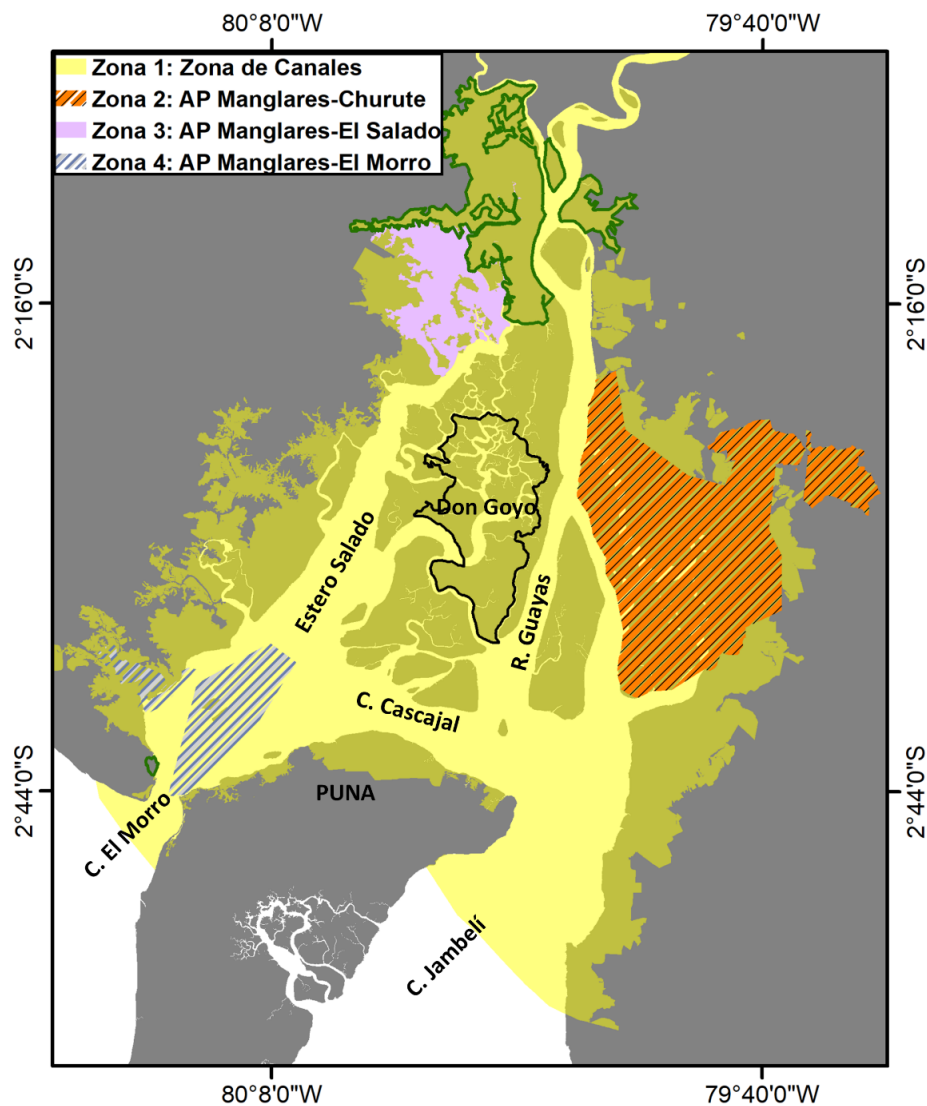


Figura 3.1. Área de estudio con las cuatro zonas establecidas.

Dado que no existe una clasificación oficial de hábitats dentro de la AE, se elaboró una específica teniendo en cuenta la clasificación de hábitats en sistemas estuarinos similares. Como resultado de este trabajo se definieron los siguientes hábitats naturales (Lund y Wilbur, 2007): áreas salinas, llanos intermareales arenosos o limosos, manglares, fondos submareales arenosos, fondos submareales limosos, columna de agua Oligo-Mesohalina y columna de agua Polihalina. Además, las piscinas camaroneras se incluyeron como un hábitat artificial creado por el ser humano (Carbajal et al., 2010; Templado et al., 2012). La distribución espacial de los hábitats se muestra en las Figuras 3.2a y b.

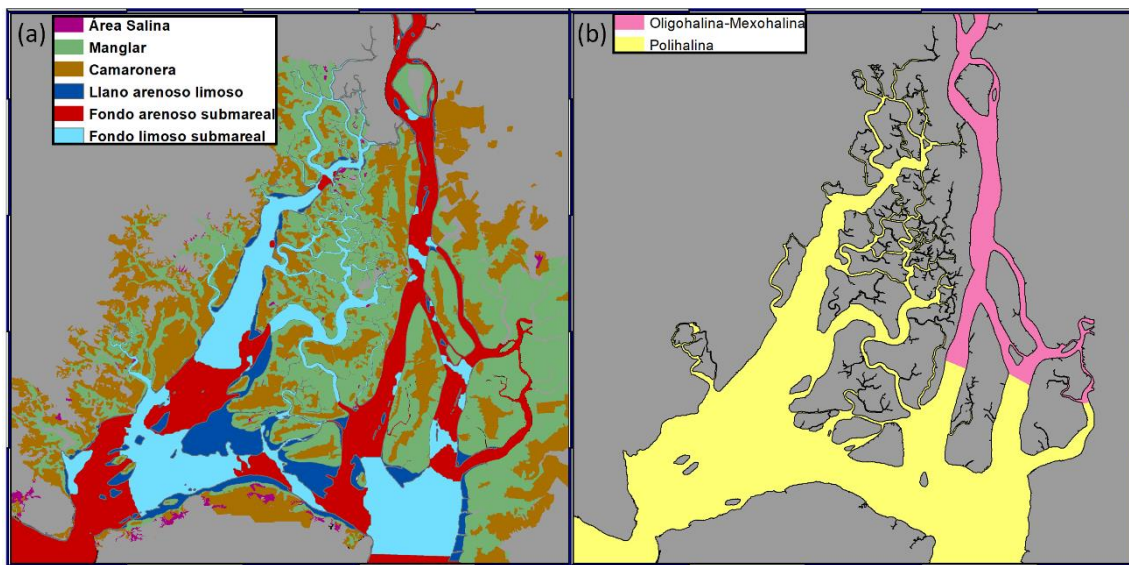


Figura 3.2. Distribución de hábitats dentro del área de estudio.

3.2.2 Evaluación de la capacidad de suministro de servicio ecosistémico

El enfoque que se utilizó para evaluar la disponibilidad de los SE de un estuario tropical urbanizado involucró tres etapas (Figura 3.3): 1) Identificación de usos humanos y demanda de los SE; 2) Generación de escenarios prospectivos; y 3) Evaluación de la importancia y la capacidad de los hábitats para proporcionar SE por escenarios prospectivos.

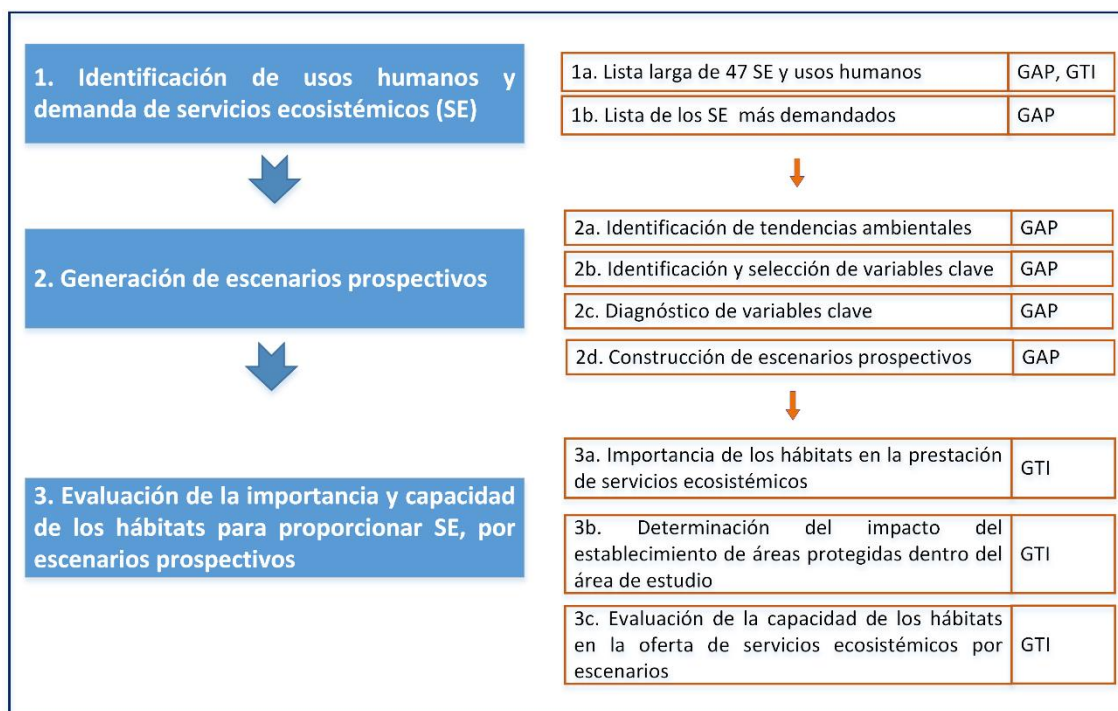


Figura 3.3. Marco de evaluación de los servicios ecosistémicos.

Para la construcción de los escenarios prospectivos y la valoración de los SE, se crearon dos grupos de trabajo:

- **Grupo de Trabajo Intersectorial (GTI):** para crear este grupo, se enviaron cartas de invitación a los responsables del área ambiental de las instituciones locales, provinciales y municipales relacionadas con la gobernanza del estuario; además, se enviaron invitaciones a profesores universitarios e investigadores en el campo de la química y la biología que han llevado a cabo proyectos en el AE, administradores de puertos y usuarios de SE. Se llevaron a cabo tres talleres (diciembre de 2016, junio de 2017 y julio de 2017). Al inicio de cada taller se mostró a los participantes una presentación de los objetivos, la agenda y la información relacionada con los SE, permitiendo obtener el consentimiento verbal de los participantes. Este grupo participó en la etapa 1 y la etapa 3. Las invitaciones fueron dirigidas a las instituciones estatales, la academia y la sociedad civil; sin embargo, la asistencia fue mayormente de instituciones gubernamentales y de la academia. La Tabla 3.1. muestra la lista de las partes interesadas y sus afiliaciones.

Tabla 3.1. Afiliación de los miembros del GTI.

Afiliación de partes interesadas	Número
Ministerio del Ambiente	2
Ministerio de Turismo	1
Autoridad Portuaria de Guayaquil	1
Municipio de Guayaquil	1
Prefectura de la provincia de Guayas	1
Instituto Oceanográfico de la Armada (INOCAR)	2
Universidad Estatal	1
Universidad Agraria	1
Sector de la Acuicultura	1

- **Grupo de Análisis de Prospectiva (GAP):** este grupo estaba formado por un administrador de una camaronera y tres expertos que han participado en varios proyectos relacionados con el GG. Un experto en prospectiva asesoró al GAP sobre el desarrollo de los escenarios. Este grupo se encargó de presentar una lista de SE y una lista de usos humanos, evaluar la demanda de SE de la etapa 1 y generar los escenarios en la etapa 2. La Tabla 3.2. muestra la afiliación y el campo de conocimiento de cada miembro de este grupo.

Tabla 3.2. Afiliación de los miembros de GAP.

Afiliación	Campo de conocimiento
INOCAR	Hidrografía, navegación y servicios ecosistémicos
Escuela Politécnica del Litoral	Procesos costeros y medio ambiente
INOCAR	Procesos químicos
Sector camaronero	Administración de una camaronera

3.2.3 Identificación de usos humanos y demanda de servicios ecosistémicos

La identificación y descripción del sistema se realizó en función de su delimitación temática (CEPLAN, 2016). En este caso, los usos humanos nos dan una visualización completa de la

situación dentro del AE. Para definir los usos humanos dentro del sistema estuarino, el GAP utilizó dos fuentes bibliográficas: 1) Lista de usos humanos para toda la zona costera del Ecuador definida por la Secretaria de Planificación de Ecuador (SENPLADES), a través de una serie de talleres, que se publicó en el Plan de Espacio Marino Costero (SENPLADES, 2016); y 2) Lista de usos humanos definidos por el proyecto TIDE para cuatro estuarios del noroeste de Europa (Hemingway y Cutts, 2013). El GAP, basado en su experiencia, seleccionó 15 usos humanos que coincidieron con ambas listas, 11 usos de la lista TIDE y 3 usos humanos de la lista SENPLADES. Esto se llevó a cabo con el objeto de describir mejor el sistema estuarino. Posteriormente, los 29 usos humanos se agruparon en 11 sectores (Tabla 3.3.), según sus similitudes y se representaron espacialmente para una mejor comprensión del sistema, mediante el empleo de un sistema de información geográfica.

Durante el primer taller, el GTI y el GAP, a través de un proceso participativo (Mascarenhas et al., 2016), determinaron los SE más demandados para cada uso humano utilizando los siguientes pasos:

- **Definición de una lista general de los SE.** El GTI revisó la lista de servicios elaborados en el proyecto TIDE para estuarios industrializados (Jacobs et al., 2013, 2015). Los SE se agruparon en cuatro categorías: provisión, regulación, cultural y de soporte. Se amplió la definición de algunos servicios y se incluyeron dos servicios de provisión: 1) agua para uso en acuicultura y 2) recursos energéticos de origen fósil (Tabla 3.4.).

- **Determinación de los principales servicios ecosistémicos.** El GAP completó una evaluación cualitativa de la demanda de SE para uso humano, utilizando una escala de 0 a 3 (donde 0: no demandado; 1: poco demandado; 2: medianamente demandado; y 3: altamente demandado). La puntuación final se determinó aplicando los criterios de la moda (Hasson et al., 2000) a la valoración que hizo cada miembro del grupo. Posteriormente, se eligieron los SE que obtuvieron una puntuación de 3 para cada uso humano (Tabla 3.5.).

En consecuencia, a partir de la encuesta de la demanda de SE por uso humano, se seleccionaron 31 SE, que corresponden a: 1 de apoyo, 7 de provisión, 18 de regulación y 5 culturales. Los servicios con mayor demanda fueron biodiversidad, la información para el desarrollo cognitivo y la regulación de la calidad del agua (incluido el transporte de contaminantes y el exceso de nutrientes, la navegación y la regulación de la sedimentación y la erosión por los cuerpos de agua). Así mismo, el uso humano con mayor demanda de SE fue el suelo para camarónicas.

Tabla 3.3. Usos humanos y tendencias.

SECTORES	USOS HUMANOS	Núm.	VARIABLE	DEFINICIÓN	INDICADORES
Conservación	Area protegida adyacente al sistema estuarino	1	Conservación de áreas protegidas adyacentes al sistema estuarino	Espacios geográficos claramente definidos, reconocidos y administrados por medios legales u otros medios efectivos para lograr la conservación a largo plazo de la naturaleza, sus servicios ecosistémicos y los valores culturales asociados. Ubicado por encima del nivel medio de las mareas vivas	Tipo y extensión
	Área protegida intermareal/submareal	2	Conservación de áreas protegidas intermareal/submareal	Espacios geográficos claramente definidos, reconocidos y administrados por medios legales u otros medios efectivos para lograr la conservación a largo plazo de la naturaleza, sus servicios ecosistémicos y los valores culturales asociados. Ubicado en la zona intermareal y submareal	Tipo y extensión
	Especies protegidas	3	Conservación de especies protegidas	Especies cuya captura, uso, recolección y explotación están prohibidas por la ley. En este caso el manglar	Extensión y ubicación de zona de manglares
Inundación/protección costera	Zonas de resguardo contra inundaciones	4	Desarrollo de zonas de resguardo	Zonas de amortiguación para deceleración de cuerpos de agua. Estas áreas se establecen a través de la reubicación de infraestructuras y la gradual eliminación de asentamientos en las zonas expuestas. En el caso de las AP se considera el área de manglares y el área que se encuentra entre áreas protegidas y ciudades	Extensión de zonas de amortiguamiento
	Bancos contra inundaciones	5	Desarrollo de bancos contra inundaciones	Estructuras ubicadas en la zona intermareal y submareal diseñadas para reducir el impacto de una inundación (presa, gavión, muros)	Tipo de construcción y área de influencia
	Protección natural	6	Conservaciones de las protecciones naturales	Especies o geoformas naturales que producen la reducción de la energía de las olas	Número, ubicación y área de influencia
Navegación	Dragado de construcción y capital	7	Desarrollo de dragado de construcción y capital	Dragado de capital: cuando se materializa el proyecto de un canal de navegación, el material que excede la profundidad de diseño debe dragarse por primera vez Dragado de construcción: cuando se proporcionan materiales de construcción (por ejemplo, arena, grava, cáscara) y se crean nuevos terrenos para la construcción	Número de dragados capitales y número de rellenos
	Dragado de mantenimiento	8	Mantenimiento de rutas de navegación	Extracción de material para mantener la vía de navegación	Cantidad, periodicidad y ubicación de dragado y sitios de depósito
	Movimiento de buques	9	Desarrollo del transporte marítimo	La frecuencia y el tamaño de los barcos que navegan por todo el sistema de estudio, transportando carga y pasajeros. Las especies invasoras son transportadas en las aguas de lastre y en los cascos de los barcos	TEUS (Unidad equivalente a veinte pies, sigla en inglés) y número de buques que arriba a puerto
Puertos	Requerimiento de tierras para actividades portuarias (intermareal/submareal)	10	Requerimiento de tierras para actividades portuarias	Requerimiento de tierras para actividades portuarias durante los últimos 15 años	Número, ubicación y extensión de peticiones para la operación de actividades portuarias

	Actividades relacionadas con el puerto adyacente al sistema estuarino	11	Desarrollo de actividades relacionadas con las operaciones portuarias adyacentes al sistema estuarino	Actividades relacionadas con los servicios portuarios que se desarrollan en tierra	Extensión y ubicación incluyendo zonas de expansión de las áreas de servicio
	Actividades portuarias en la zona intermareal y submareal	12	Desarrollo de actividades portuarias en la zona intermareal y submareal	Actividades relacionadas con los servicios portuarios que se desarrollan en la zona intermareal y submareal	Actividades y extensión de las áreas donde se desarrollan
Infraestructura	Infraestructura en el lecho marino o en la columna de agua	13	Desarrollo de infraestructura sobre el lecho marino o en la columna de agua	Construcción de infraestructuras que se encuentran tanto en el lecho marino como en la columna de agua, para diferentes propósitos (tuberías, puentes, vertederos, cables, etc.)	Número, tipo y ubicación de las estructuras
Industria	Extracción de agua para la industria	14	Acceso de agua para la industria	Agua para uso industrial	Cantidad de agua utilizada
	Extracción de agregados	15	Desarrollo de la extracción de agregados	Extracción de agregados (grava y arena) desde ciertos sitios o sedimentos atrapados en tierra para el relleno o construcción de muros de camaroneras	Cantidad de materia extraída
	Descarga de la industria	16	Calidad de las descargas industriales	Monitoreo de las descargas industriales cuyas concentraciones deben cumplir con los niveles establecidos en el TULSMA	Niveles de concentración de los parámetros establecidos por el TULSMA para esta actividad
	Actividad industrial adyacente al sistema estuarino	17	Desarrollo de la actividad adyacente al sistema estuarino	Industrias ubicadas dentro del área de estudio	Número de empacadoras de atún, y camarón, astilleros, áreas de mantenimiento de vehículos
Agricultura	Extracción del agua para la agricultura	18	Acceso al agua para actividades agrícolas	Agua para irrigación	Cantidad de agua para la agricultura (Tm/año)
	Escurrimiento agrícola	19	Escurrimiento agrícola	Monitoreo de las escurrimientos cuyas concentraciones deben cumplir con los niveles establecidos en el TULSMA	Niveles de concentración de los parámetros establecidos por el TULSMA para esta actividad
	Suelo para agricultura	20	Ocupación de tierra para la agricultura	Cultivos que se desarrollan en el área de estudio o en el entorno	Extensión y tipo de cultivo en el área de estudio
Extracción biológica	Pesca comercial	21	Extracción de peces y mariscos	Extracción de material biológico en áreas intermareales y submareales con fines comerciales (pescado, algas y mariscos)	Unidades extraídas por año
Ciudades y pueblos	Descarga de aguas residuales y residuos sólidos	22	Acceso a tratamiento de aguas residuales y sistema de manejo de residuos sólidos	Acceso a sistemas de tratamiento de aguas residuales de origen doméstico. Acceso a servicios de tratamiento de residuos sólidos domésticos	Niveles de concentración de los parámetros establecidos por el TULSMA para esta actividad
	Ciudades y pueblos adyacentes al sistema estuarino	23	Desarrollo de ciudades y pueblos adyacentes al sistema estuarino	Ciudades y pueblos ubicados adyacentes al sistema o en la zona intermareal	Número de viviendas en áreas urbanas y rurales dentro del área de estudio
	Agua potable	24	Acceso al agua potable	Agua destinada al consumo humano y uso doméstico	Porcentaje de casas con acceso a agua por una red pública, pozo, camión cisterna u otros

Acuicultura	Extracción de agua para piscina camaroneras	25	Acceso a agua salina para acuicultura	El agua utilizada en las piscinas camaroneras debe cumplir con los criterios de calidad para la preservación de la especie <i>Penaeus vannamei</i> .	Estimación de la cantidad de agua de estuario tomada por la industria del camarón
	Descarga de agua de las camaroneras	26	Calidad de la descarga desde las camaroneras	Las descargas de las piscinas camaroneras deben cumplir con los niveles establecidos, en el TULSMA	Niveles de concentración de los parámetros establecidos por el TULSMA para esta actividad
	Suelo para acuicultura	27	Ocupación de suelo para acuicultura	Extensión de las piscinas camaroneras en la zona intermareal y áreas adyacentes al sistema	Producción de camarón al año y por hectarea Extensión de las camaroneras
Turismo, recreación y deportes náuticos	Paisaje de alto valor	28	Acceso a paisajes de gran valor	Área de excepcional belleza natural (por ejemplo: parques, paisajes, observación de animales)	Número y extensión de lugares cuyas características los clasifiquen como paisajes de alto valor
	Deportes y recreación en el mar, zona intermareal y zona submareal	29	Acceso a actividades deportivas y de recreación en el mar, zona intermareal y zona submareal	Actividades recreativas y deportivas que se desarrollan en la zona intermareal y submareal	Número de personas, por año, que realizan actividades de baño, buceo, canotaje, pesca deportiva

TULSMA: Texto Unificado de Legislación Secundaria de Medio Ambiente.

Esta tabla fue elaborada con la información de la matriz de conflicto del proyecto TIDE y el Plan Marino Costero de SENPLADES.

	TENDENCIAS DEL ENTORNO	Num	VARIABLE	DEFINICIÓN	INDICADORES
	Cambio climático	30	Frecuencia de eventos extremos	Identificación de amenazas debido al cambio climático, frecuencia, impacto y área de influencia	Número de eventos extremos de lluvias y sequías
	Empoderamiento ciudadano y transformación de los gobiernos	31	Desarrollo de capacidad organizativa	Desarrollo de conciencia de lo que sucede en el entorno y capacidad para articular acciones con un propósito específico	Número de concesiones a las comunidades

Tabla 3.4. Listado de Servicios Ecosistémicos.

SE. PROVISIÓN

Núm	SERVICIOS	BENEFICIOS	DESCRIPCIÓN
1.1	Alimento: Plantas	Alimento	Presencia y aprovechamiento de plantas comestibles, incluyendo producción agrícola para el consumo directo de alimentos
1.2	Alimento: Animales	Alimento	Presencia y aprovechamiento de animales comestibles, incluyendo la cría de ganado y la producción de forraje (pasto)
1.3	Agua para uso doméstico	Agua para uso doméstico	Provisión y empleo de agua para uso doméstico, alcanzando los estándares de calidad necesarios para agua de beber
1.4	Agua para uso industrial	Mejora de la producción Industrial, permitiendo el desarrollo industrial y el mejoramiento de la producción	Provisión y empleo de agua para: procesos de cocción, hervido, refrigeración, producción de reacciones químicas, lavado, etc.
1.5	Agua para uso en acuicultura	Cultivo de camarón	Empleo de agua salina para la cría de camarón
1.6	Agua para uso agrícola	Desarrollo y mejora de la producción agrícola	Provisión y empleo de agua para: irrigación, agua para el ganado, lavado, congelamiento preventivo para árboles frutales
1.7	Agua para uso energético	Producción de energía renovable	Provisión y empleo de agua para turbinas movidas por agua embalsada o por acción de marea
1.8	Agua para navegación	Transporte marítimo	Presencia y empleo del agua para transporte marítimo
1.9	Materia prima: Suelo renovable; materiales: arena	Material para la construcción	Provisión y uso de arena desde ambientes dinámicos que se renuevan dentro de pocas generaciones (100 años)
1.10	Materia prima: Suelo renovable; materiales: arcilla	Material para la construcción	Provisión y uso de arcilla desde ambientes dinámicos que se renuevan dentro de pocas generaciones (100 años)
1.11	Materia prima: suelo	Tipo de suelo que permita la construcción de casas, caminos, infraestructura, etc.	Presencia y uso de ambientes estables y seguros para la construcción de infraestructura: casas, caminos, granjas
1.12	Materia prima: plantas	Material de construcción, fibra, combustible	Presencia y empleo de madera, cultivos energéticos (combustibles) y fibra (industria)
1.13	Materia prima: animales	Construcción, fibra y combustibles	Presencia y empleo de animales para pieles, cuero o gelatina
1.14	Recursos genéticos	Mejoras de servicios de suministro	Presencia y uso de variedades típicas y especies cultivables, adaptadas a un ambiente específico
1.15	Recursos medicinales	Salud humana	Presencia y empleo de plantas/organismos como hierbas medicinales, té medicinal, etc.
1.16	Recursos ornamentales	Bienestar	Presencia y empleo de organismos para propósitos decorativos y artesanías
1.17	Recursos energéticos de origen fósil	Energía para el movimiento de maquinaria	Extracción y empleo de carbón, petróleo o gas natural para actividades humanas

SE REGULACIÓN

2.1	RCA: Remoción de partículas dañinas	Salud humana	Absorción de polvo fino y contaminantes en la superficie de las hojas del bosque
2.2	RCA: Intercambio entre agua - aire	Salud humana	Influencia de la evaporación y evapotranspiración, condensación en la calidad del aire

2.3	RCA: Reacción bioquímica debido a la actividad de organismos	Salud humana	Respiración y fotosíntesis, exudación de químicos mediante reacciones de degradación
2.4	RC: Secuestro y almacenamiento de carbono	Salud humana, costos a evitar causados por eventos extremos o perturbaciones, aseguramiento en la provisión de servicio	Amortiguamiento de las reservas de carbono en la vegetación, secuestro de la materia orgánica en los suelos
2.5	RC: Regulación termodinámica del agua	Salud humana, costos a evitar causados por eventos extremos o perturbaciones, aseguramiento en la provisión de servicios	Efecto de calentamiento de la vegetación, toma de energía solar para la fotosíntesis y evapotranspiración
2.6	RC: Regulación del intercambio de calor	Salud humana, costos a evitar causados por eventos extremos o perturbaciones, aseguramiento en la provisión de servicios	Efecto de la reflexión directa, almacenamiento, transporte, radiación del calor solar por diversos cuerpos de agua y suelos
2.7	REE: Almacenamiento de agua de inundación	Salud humana, costos a evitar causados por eventos extremos o perturbaciones, aseguramiento en la provisión de servicios	Almacenamiento de tormentas o mareas vivas extremas en la naturaleza o en hábitats que controla la inundación
2.8	REE: Amortiguamiento de caudales máximos	Salud humana, costos a evitar causados por eventos extremos o perturbaciones, aseguramiento en la provisión de servicios	Almacenamiento de las inundaciones provocadas por descargas máximas en los hábitats naturales o que controla la inundación
2.9	REE: Reducción de corrientes de agua	Salud humana, costos a evitar causados por eventos extremos o perturbaciones, aseguramiento en la provisión de servicios	Reducción de las corrientes de agua mediante las características físicas o la vegetación
2.10	REE: Reducción del oleaje	Salud humana, costos a evitar causados por eventos extremos o perturbaciones, aseguramiento en la provisión de servicios	Reducción de la altura de la ola mediante características físicas (difracción en la boca del estuario) o vegetación
2.11	REE: Amortiguamiento del sonido	Salud humana	Reducción del ruido perturbador mediante la presencia de amortiguadores naturales
2.12	RCAg: Drenaje del agua del río	Aseguramiento del suelo, alimento, agua y otras provisiones de servicios	Drenaje de la cuenca por el río
2.13	RCAg: prevención de la intrusión salina	Aseguramiento de la provisión de servicios	Oposición a la cuña salina mediante la descarga de agua dulce
2.14	RCAg: disipación de la energía de la marea o del río	Aseguramiento de la provisión de servicios, evitando costos de mantenimiento	Amortiguamiento de la inundación promedio y la variación de las descargas en el lecho marino
2.15	RCAg: mantenimiento del paisaje	Aseguramiento de varios servicios	Formación y mantenimiento de paisajes típicos e hidrología
2.16	RCA: transporte	Navegación	Uso de la variación de la marea para navegación, incluyendo el uso del agua para canales y diques
2.17	RQAg: transporte de contaminantes y de exceso de nutrientes	Mejora de la calidad de agua, asegurar varios servicios	Transporte de contaminantes desde la fuente, dilución
2.18	RQAg: reducción de las sobrecargas que vienen desde la cuenca	Mejorar la calidad de agua, asegurar varios servicios	Unión de N, P en sedimentos y red alimentaria pelágica
2.19	Regulación de la erosión y sedimentación mediante cuerpos de agua	Evitar daños o costos de mantenimiento, asegura la provisión de varios servicios	Secuestro de sedimentos mediante corrientes de agua variables y topografía
2.20	Regulación de la erosión y sedimentación por acción biológica	Evitar daños o costos de mantenimiento, asegurar la provisión de varios servicios	Secuestro de sedimentos y prevención de erosión mediante la vegetación y efecto de bioturbación

2.21	Regulación biológica de los procesos y formación del suelo	Asegurar la provisión de varios servicios	Actividades microbianas del suelo importantes para la agricultura o la regulación de la calidad del agua, procesos de bioturbación
2.22	Previsión al establecimiento de especies invasivas dañinas	Asegurar la provisión de varios servicios	Resiliencia natural de la población para resistir la invasión
2.23	Reducción de la propagación de enfermedades	Asegurar la provisión de varios servicios, salud humana	Resiliencia y equilibrio natural de la población evitando el excesivo crecimiento de vectores de enfermedades. Importante para la salud humana o agricultura
2.24	Polinización	Asegurar la provisión de varios servicios	Presencia de polinizadores importantes para la producción agrícola y de los manglares
2.25	Control de plagas	Asegurar la provisión de varios servicios	Presencia de depredadores de especies problemáticas que impactan la producción agrícola y maricultura

SE APOYO

3.1	Biodiversidad	Asegurar todos los beneficios	Cantidad total de la diversidad biótica y abiótica en todos los sistemas, independiente de la rareza o vulnerabilidad
-----	---------------	-------------------------------	---

SE CULTURAL

4.1	Información estética	Bienestar	Apreciación de la belleza de organismos, paisaje, etc.
4.2	Oportunidades para recreación y turismo	Bienestar	Oportunidades y explotación para recreación y turismo
4.3	Inspiración para cultura, arte y diseño	Bienestar	Apreciación de organismos, paisajes, como inspiración para cultura, arte y diseño
4.4	Experiencia espiritual	Bienestar	Apreciación de organismos, paisajes, en un nivel espiritual
4.5	Información para el desarrollo cognitivo	Bienestar	Uso de organismos, paisajes para propósitos educativos

RCA: Regulación de la calidad del aire; RC: Regulación climática; REE: Regulación de eventos extremos o perturbaciones RCAg: Regulación de la cantidad del agua; RQAg: Regulación de la calidad del agua.

Esta tabla fue tomada del proyecto TIDE. Algunos servicios fueron modificados y se añadieron dos SE a la lista. http://www.tide-project.eu/downloads/ES_PDF_KW.pdf

Tabla 3.5. Demanda de servicios ecosistémicos por usos humanos: Esta tabla muestra los servicios que alcanzaron la máxima puntuación.

		3.1	1.2	1.4	1.5	1.7	1.8	1.9	1.11	2.1	2.2	2.4	2.6	2.7	2.8	2.9	2.10	2.12	2.13	2.14	2.15	2.17	2.18	2.19	2.20	2.22	2.24	4.1	4.2	4.3	4.4	4.5	
		A	P	P	P	P	P	P	P	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	C	C	C	C	C	
Núm		Biodiversidad	Alimento: Animales	Agua para uso industrial	Agua para uso en acuicultura	Agua para la producción de energía	Agua para navegación	Material: arenas	Material: Suelo	RCA: remoción de partículas dañinas	RCA: intercambio agua - aire	RC: secuestro y almacenamiento de carbono.	RC: regulación del intercambio de calor	REE: almacenamiento de agua de inundación	REE: alivio de caudales máximos	REE: reducción de corrientes de agua	REE: reducción del oleaje	RCAg: drenaje del agua del río	RCAg: regulación de la cuña salina.	RCAg: regulación de la marea y la energía del río	RCAg: mantenimiento del paisaje	RQAg: transporte de contaminantes y de exceso de nutrientes.	RQAg: reducción de las sobrecargas desde las cuencas.	Regulación de la sedimentación y erosión por los cuerpos de agua.	Regulación de la erosión y sedimentación por acción biológica.	Resistencia al establecimiento de especies invasivas dañinas	Polinización	Información estética	Oportunidades para recreación y turismo	Inspiración para cultura, arte y diseño	Información para el desarrollo cognitivo	Biodiversidad	
1	Conservación de áreas protegidas adyacentes al sistema	3																				3					3	3	3	3	3	3	
2	Conservación de áreas intermareales protegidas	3															3		3			3		3			3	3	3	3	3	3	
3	Conservación de especies protegidas	3															3		3			3		3			3	3	3	3	3	3	
4	Desarrollo de zonas de resguardo ante inundaciones	3									3				3	3						3			3			3	3	3	3	3	
5	Desarrollo de obras de protección para inundación													3	3	3	3	3		3				3									
6	Conservación de protecciones naturales																3																3
7	Dragado capital y construcción	3					3	3										3						3									3
8	Mantenimiento de vías de navegación	3					3	3										3						3	3								3
9	Capacidad de transporte de carga y pasajeros	3					3													3	3			3					3	3			3
10	Requerimiento de tierras para actividades portuarias						3		3																								3
11	Desarrollo de actividades adyacentes al sistema relacionada con el puerto						3		3																								
12	Desarrollo de actividad portuaria en el área intermareal/submareal						3									3	3			3													
13	Desarrollo de infraestructura en el lecho marino o en la columna de agua (ej. tuberías, cables, plataformas, etc.)						3		3							3	3																3
14	Acceso al agua para la industria			3		3																											

15	Extracción de agregados para la construcción (directa o indirecta)							3										3				3										
16	Calidad del agua del estuario cercana a las descargas industriales			3		3						3								3	3										3	
17	Desarrollo de actividad industrial adyacente al sistema			3		3						3																				
18	Accesos al agua para la agricultura	3																														
19	Calidad del agua del estuario cercana a las descargas agrícolas																				3	3										
20	Ocupación de suelo para agricultura	3										3																				
21	Extracción de pescados, algas y mariscos	3	3											3										3	3					3	3	
22	Calidad del agua del estuario cercana a las áreas residenciales	3																			3	3										
23	Desarrollo de viviendas adyacentes al sistema										3	3	3		3													3			3	
24	Acceso de agua bebida para hogares	3																3														
25	Acceso de agua del estuario para actividad camaronera					3										3	3				3	3									3	
26	Calidad del agua del estuario cercana a las descargas de camarónicas															3					3	3									3	
27	Ocupación de suelo para camaronera					3			3	3					3			3	3					3	3	3					3	
28	Acceso a los paisajes de alto valor	3	3																	3								3	3	3	3	3
29	Acceso a actividades deportivas y recreacionales							3													3	3						3	3	3	3	3
	Total	39	6	9	6	9	24	12	18	3	6	3	6	3	12	12	18	9	18	18	6	30	18	24	12	6	9	21	21	24	21	51

3.2.4 Generación de escenarios prospectivos

El Centro Nacional de Planificación Estratégica (CEPLAN) de Perú desarrolló una metodología para la planificación estratégica basada en el método EyE de prospectiva (MEYEP). Tiene dos fases principales: análisis prospectivo y análisis estratégico. La fase de análisis prospectivo consta de cinco etapas: 1) Análisis y comprensión del tema de investigación; 2) Identificación y análisis de las tendencias; 3) Selección de variables clave; 4) Diagnóstico de variables clave; 5) Construcción de escenarios. En este enfoque, el análisis y la comprensión del tema de investigación se llevó a cabo a través de la identificación y el análisis de los usos humanos (Figura 3.3, paso 1a), lo que permitió comprender las demandas de los SE dentro del AE. Las otras etapas de la metodología de CEPLAN se llevaron a cabo durante la segunda fase de este enfoque.

3.2.4.1 Identificación de tendencias ambientales

Después de analizar el sistema, fue necesario evaluar las fluctuaciones ambientales que podrían impactarlo. Para ello se identificaron las tendencias de comportamiento del entorno que podrían influir en el sistema en el futuro y generar un impacto (Balbi, 2014). Para este análisis se consideraron las tendencias globales definidas por las Naciones Unidas para América Latina, cuyo alcance temporal es el año 2030 (Bitar, 2016). Para la selección de las tendencias que afectan al sistema, se consideraron el grado de relación que la tendencia tiene con el sistema estuarino (relevancia) y la confiabilidad de los datos cualitativos o cuantitativos que respaldan la tendencia (evidencia). Estos dos criterios fueron calificados en una escala de 1 a 5 por el GAP (CEPLAN, 2016). A partir de dicha evaluación, se seleccionaron las dos tendencias de mayor puntuación: 1) Cambio climático y 2) Empoderamiento ciudadano y transformación de los gobiernos (tabla 3.3).

3.2.4.2 Identificación y selección de variables clave

Se agregó una condición de cambio tanto a las tendencias ambientales (McLusky y Elliott, 2005), como a los usos humanos (Cardenas, 2016) para transformarlos en variables. Estas variables fueron definidas conceptualmente, y se establecieron uno o dos indicadores. Los indicadores permitieron la caracterización de su situación actual y su evolución en el tiempo para determinar tendencias o rupturas futuras (Godet y Durance, 2007). En esta etapa, se definieron 31 variables (Tabla 3.3).

El siguiente paso contempló la construcción de una Matriz Estructural, utilizando únicamente las relaciones directas para evaluar cómo la variable (i) influyó en la variable (j) (Huang et al., 2009; Vester, 1988). Las puntuaciones variaron de 0 a 3 (0: ninguna influencia; 1: débil influencia; 2: mediana influencia; 3: fuerte influencia). La suma de las filas proporciona la *influencia*, mientras que la suma de las columnas representa la *dependencia* de cada variable (Tabla 3.6).

Tabla 3.6. Matriz estructural.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31		
1	0	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	3	1	0	1	14
2	3	0	3	0	0	0	0	2	0	1	0	0	1	0	0	0	2	1	0	0	1	0	3	0	3	0	3	3	2	0	1	1	29
3	1	3	0	0	2	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	3	1	2	0	3	0	3	2	0	1	2	30	
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
5	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	0	3	0	1	0	1	0	0	0	0	12	
6	1	2	2	0	0	0	0	1	2	0	0	3	3	0	0	0	0	0	0	0	2	1	1	0	0	0	2	2	0	1	0	23	
7	0	0	1	0	0	0	0	0	3	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	11	
8	0	0	1	0	0	0	0	0	3	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	11	
9	0	0	0	0	0	0	2	3	0	1	1	2	2	0	0	0	1	0	0	0	2	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	17	
10	0	0	1	0	0	0	2	1	1	0	2	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	
11	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	10	
12	0	0	0	0	0	0	0	2	3	1	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	12	
13	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3	0	0	12	
14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	
15	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	6	
16	0	3	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	1	1	0	0	3	0	0	1	3	0	0	0	3	0	1	22	
17	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2	3	0	3	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	14	
18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	7	
19	0	2	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	2	0	0	1	3	0	0	0	0	0	1	15	
20	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	3	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1	13	
21	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	1	0	3	10	
22	0	3	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	2	0	1	1	3	1	0	0	2	0	1	20	
23	0	0	3	0	2	0	1	1	0	0	0	0	3	0	1	0	1	0	0	2	1	3	0	3	0	0	0	0	0	1	0	22	
24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	0	0	1	7	
25	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	7	
26	0	2	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0	3	0	3	1	1	0	3	21	
27	0	0	3	0	3	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3	3	0	1	0	0	3	21	
28	2	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	10	
29	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	9	
30	0	1	1	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	11	
31	2	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	1	0	0	0	3	3	1	1	0	0	19	
	12	27	38	0	13	0	5	22	16	9	9	14	23	6	1	8	11	12	6	8	32	10	22	9	28	11	25	16	15	4	19	431	
	DEPENDENCIA																																

Dependiendo del resultado obtenido en la Matriz Estructural, cada una de las variables se graficó en el plano de influencia-dependencia (Figura 3.4). Este plano muestra una nube de puntos ubicados alrededor de la línea diagonal, lo que indica que es un sistema inestable. Por lo tanto, cualquier acción en una variable afecta o repercute en las otras variables y se vuelve sobre sí misma (Arcade et al., 2004; Godet, 1993).

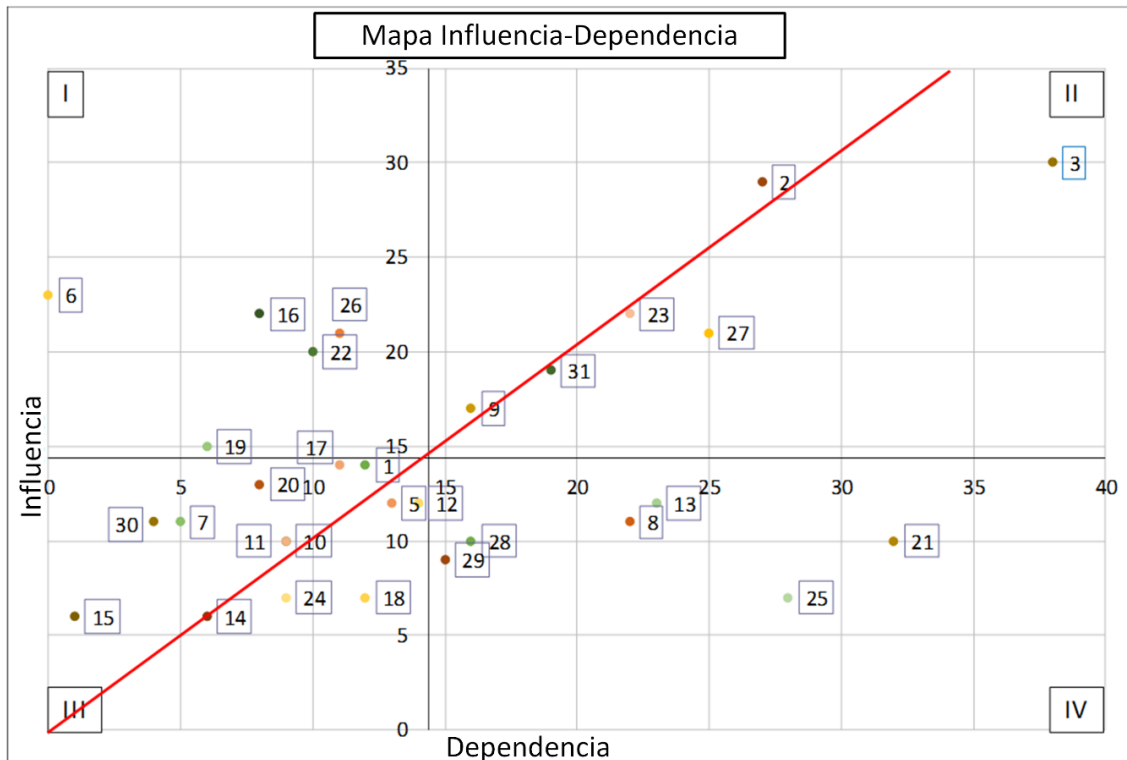


Figura 3.4. Mapa de influencia-dependencia con la ubicación de cada variable en los diferentes cuadrantes.

En prospectiva, diferentes autores recomiendan la selección de variables clave del cuadrante II (gran influencia y gran dependencia), pero al mismo tiempo, coinciden en que nada podría reemplazar el criterio de expertos y analistas. Esto significa que, para lograr una mejor descripción del sistema de estudio, la posibilidad de seleccionar variables clave del cuadrante IV es viable (Balbi, 2014; CEPLAN, 2016; Godet, 1993). En este caso, el GAP seleccionó cinco variables del cuadrante II y una del cuadrante IV.

3.2.4.3 Diagnóstico de variables clave

Las seis variables clave se analizaron a través de sus indicadores para establecer sus valores actuales, patrones de comportamiento históricos y sus valores proyectados hasta el año 2030. Para las variables cuantitativas se seleccionó la fórmula más apropiada de proyección, aplicada al cálculo de la situación actual y el valor proyectado al 2030. Para las variables cualitativas o aquellas que no tienen una serie de datos recuperada o recopilada a lo largo del tiempo, las tendencias se obtuvieron mediante consultas a expertos o actores claves (Balbi, 2014; CEPLAN, 2016). En la Figura 3.5 se muestra el comportamiento de las seis variables clave.

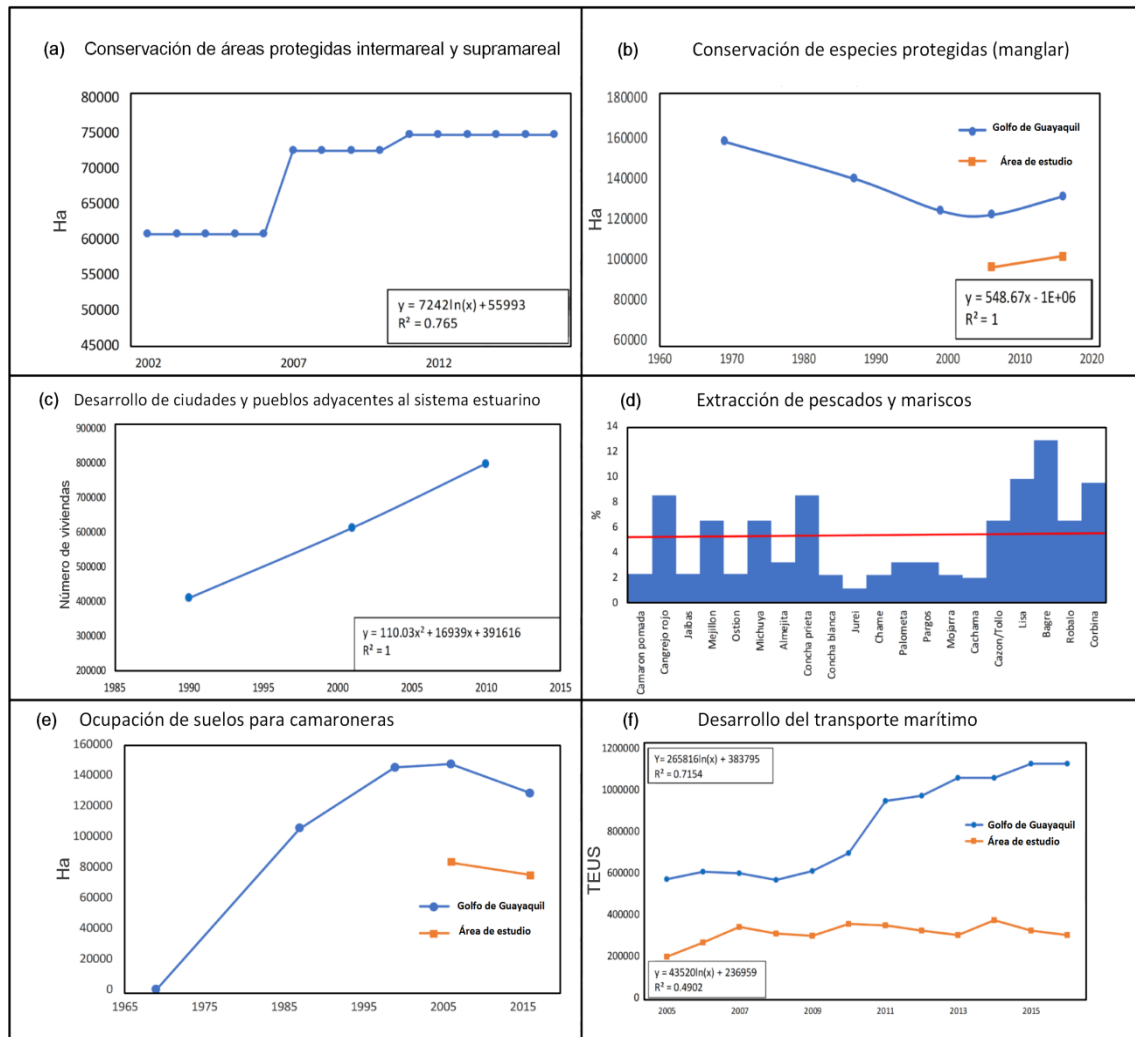


Figura 3.5. Tendencias históricas de las variables clave.

La Figura 3.5a muestra que el crecimiento de las AP en las zonas intermareal y supramareal tiene una tendencia logarítmica. En la Figura 3.5b se representa la cobertura de manglar en el GG (línea azul) y en el AE (línea naranja), observándose que la tendencia dentro del AE tiene un crecimiento lineal en los últimos años. La Figura 3.5c revela que el crecimiento de las viviendas dentro del AE tiene un comportamiento polinomial. La Figura 3.5d muestra los resultados de una encuesta realizada a pescadores del GG, referente al porcentaje de reducción de la pesca de diferentes especies nativas (Torres, 2012). La línea roja representa el promedio de los porcentajes expresados. La Figura 3.5e muestra que, en los últimos años, se ha producido una disminución de las piscinas camaroneras; los datos del 2016 reflejan la extensión de las piscinas camaroneras del último censo de legalización. Se cree que esta extensión se mantendrá constante en el futuro, porque las regulaciones legales vigentes prohíben nuevos permisos para las piscinas camaroneras. La Figura 3.5f indica que el crecimiento de la carga en el puerto de Guayaquil y en las terminales portuarias privadas es logarítmico, a pesar de que el número de

buques de carga que navegan dentro del AE ha disminuido, lo que implica que el tamaño de los buques que navegan en la zona ha aumentado.

En la Tabla 3.7 se muestra la situación actual y la situación proyectada para 2030 de las variables clave. Con el objetivo de no sobreestimar ni subestimar las variables, los valores futuros fueron validados por expertos en cada una de las áreas. Esta información permite construir un escenario tendencial (Balbi, 2014).

Tabla 3.7. Variables clave del sistema.

Núm.	Variable clave	Situación actual	Valor futuro
2	Conservación de AP intermareal y supramareal	74,727 (ha)	80,379 (ha)
3	Conservación de especies protegidas (manglar)	95,433 (ha)	108,600 (ha)
23	Desarrollo de ciudades y pueblos adyacentes al sistema	928,701 (viviendas)	1,271,075 (viviendas)
21	Extracción de pescados y mariscos	-5%	-6%
27	Ocupación de suelos para camaroneras	74,555 (ha)	74,555 (ha)
9	Desarrollo del transporte marítimo	1,451,353 (TEUS)	1,603,840 (TEUS)

Se completó un análisis causal para cada una de las variables clave utilizando la Matriz de Análisis Estructural y analizando las cadenas de influencias que cada variable clave tiene en relación con el resto de las variables (CEPLAN, 2016). Se determinó que existe una fuerte influencia en ambos sentidos entre cinco de las seis variables clave, así como las variables relacionadas con la descarga de aguas residuales, desechos industriales y piscinas camaroneras. Debido a que los datos sobre la cantidad de cada tipo de descarga no están disponibles, estas variables se agruparon en una sola. Para representar su variación dentro de los escenarios, se consideraron los límites de concentración de los parámetros químicos de las aguas estuarinas según lo determinado en el TULSMA, del Ministerio de Ambiente. El análisis causal se muestra en la Figura 3.6.

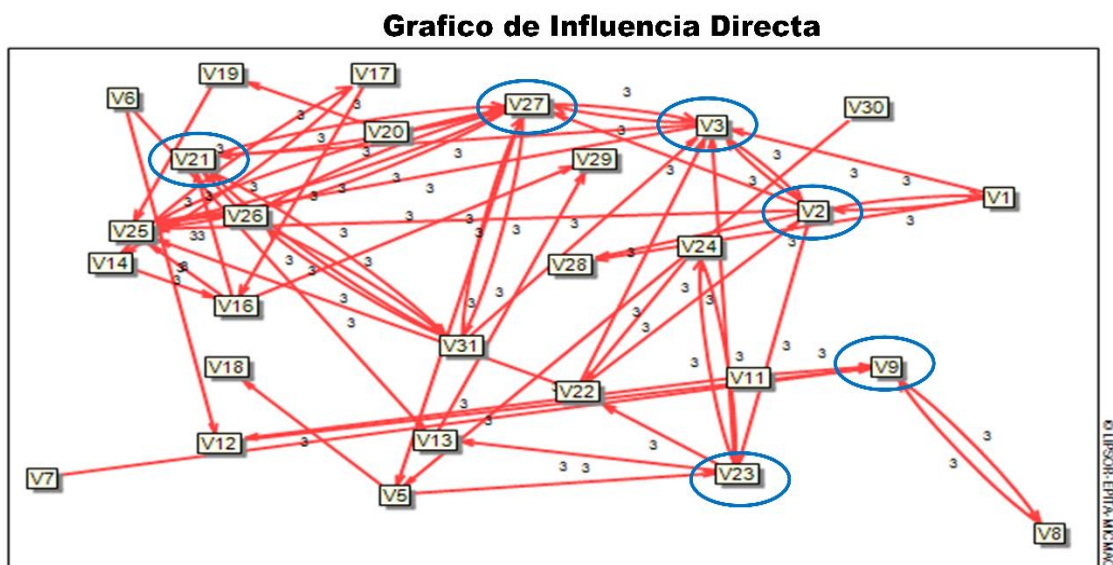


Figura 3.6. Análisis causal. Este gráfico se realizó con el software MICMAC. Las variables clave están marcadas con una elipse azul.

3.2.4.4 Construcción de escenarios prospectivos

Con la información generada en los pasos anteriores, se podrían construir tres tipos de escenarios prospectivos: *óptimo*, *tendencial* y *exploratorio* (Balbi, 2014; CEPLAN, 2016). Para este estudio, el GAP desarrolló solo dos escenarios, el escenario tendencial y un escenario exploratorio:

- Escenario tendencial sigue la lógica de lo que podría ocurrir si no se hace nada y si los patrones históricos de las variables clave se mantienen sin distorsiones. Este escenario generalmente se considera el más probable (Balbi, 2014).
- Escenarios exploratorios se construyen con la inclusión de eventos disruptivos en el sistema, cuya ocurrencia puede provocar cambios en el comportamiento histórico de las variables clave. Es posible crear tantos escenarios exploratorios como eventos de ruptura se puedan definir o combinar (Balbi, 2014). En este estudio, solo se creó un escenario exploratorio que consideró la ocurrencia de un evento disruptivo "Flexibilización de la Normativa Ambiental". Se analizaron variable por variable los efectos/repercusión que tendría el evento de ruptura (positivo, negativo o neutral) en cada variable clave.

La Tabla 3.8. resume los dos escenarios desarrollados por el GAP. El GTI los validó durante el segundo taller.

Tabla 3.8. Escenarios tendencial y exploratorio.

Escenario tendencial	Escenario exploratorio
Aumento del 14% en la extensión de áreas protegidas en el área de humedales de "Don Goyo"	No se establecieron nuevas áreas protegidas
Incremento del 8% en áreas de manglar debido a la reforestación de piscinas camaroneras abandonadas	Se produce una disminución del 10% en los bosques de manglares, principalmente fuera de las áreas protegidas
Se proyecta que la ciudad de Guayaquil crecerá en dirección sur-oeste, lo que ejercerá presión sobre las áreas de manglares ubicadas en el margen occidental del Estero Salado	La presión de crecimiento de la ciudad de Guayaquil provoca una disminución en el área de bosques de manglares fuera de las áreas protegidas y dentro del área protegida de "El Salado"
Se proyecta una disminución del 5% en la pesca	Se proyecta una disminución del 6% en la pesca
La carga transportada a través de rutas marítimas crece un 11%, se mantiene el dragado de las principales rutas de navegación y se incrementa la presencia de especies invasoras	La carga transportada a través de rutas marítimas crece un 11% y se mantiene el dragado de las rutas de navegación principales; la presencia de especies invasoras ha aumentado
El área de la piscina camaronera se mantiene. La producción de camarón aumenta debido a los avances tecnológicos y el uso de alimentos suplementarios; La descarga de las piscinas camaroneras aumenta, produciendo así un incremento en la contaminación del sistema estuarino	El área de piscinas camaroneras aumenta a un área ligeramente mayor que en 2006. La producción de camarón aumenta debido a los avances tecnológicos y el uso de alimentos suplementarios; La descarga de las piscinas camaroneras aumenta, produciendo así un incremento en la contaminación del sistema estuarino
La contaminación proveniente de las aguas residuales de las ciudades y la industria ha aumentado a pesar de que entró en funcionamiento una nueva planta de tratamiento en Guayaquil	La contaminación proveniente de las aguas residuales de las ciudades y la industria ha aumentado a pesar de que entró en funcionamiento una nueva planta de tratamiento en Guayaquil

3.2.5 Evaluación de la importancia y capacidad de los hábitats para proporcionar servicios ecosistémicos, por escenarios prospectivos

3.2.5.1 Importancia de los hábitats en la prestación de servicios ecosistémicos

Para determinar la importancia que tiene cada hábitat en la provisión de los SE, durante el segundo taller, el GTI respondió la siguiente pregunta: "El hábitat ... ¿tiene ... en el suministro del servicio ecosistémico ...?" (Jacobs et al., 2013, 2015). Cada miembro de GTI asignó una puntuación entre 1 y 5 (1: sin importancia; 2: muy baja importancia; 3: moderada importancia; 4: importante; 5: muy importante). La puntuación final se determinó aplicando el criterio de la moda (Hasson et al., 2000) a las evaluaciones que completaron los miembros del GTI. En el transcurso de este taller, el GAP hizo una presentación al GTI sobre la metodología que se utilizó

para la formulación de la situación actual, escenario tendencial y escenario exploratorio para validarlos.

Los resultados de esta evaluación se muestran en la Tabla 3.9. El manglar es el hábitat que alcanzó la puntuación más alta a nivel global y también en cada una de las categorías de SE. Los hábitats de la columna de agua tienen una importancia esencial en el suministro de agua para las camarónicas, la navegación, la regulación de la cantidad y la calidad del agua en el estuario, las oportunidades de recreación y la información para el desarrollo cognitivo. Los hábitats de llanos arenosos y limosos tienen importancia para la biodiversidad, la provisión de alimentos y la regulación de eventos extremos o perturbaciones.

Los hábitats de áreas salinas, los fondos arenosos, limosos y de camarónicas se evaluaron como de muy baja importancia en la evaluación general de los SE. Es importante tener en cuenta que el hábitat de la piscina camarónera fue hecho por el hombre exclusivamente para fines de reproducción de una especie. A pesar de las bajas puntuaciones obtenidas en esta valoración, su extensión ha aumentado con el tiempo debido a que es una de las principales fuentes de ingresos y empleo en el país (Fares, 2016). La expansión de esta industria ha provocado una disminución de casi el 96% en el hábitat de las salinas y casi el 24% en el hábitat del manglar, lo que ha producido una reducción en la provisión de SE en estos hábitats.

110

En la Figura 3.7 se muestra la distribución espacial de los resultados de la Tabla 3.9. de las cuatro categorías de SE para seis de los ocho hábitats. Los hábitats de la columna de agua no están representados porque se superponen con los hábitats de fondos arenoso y limoso.

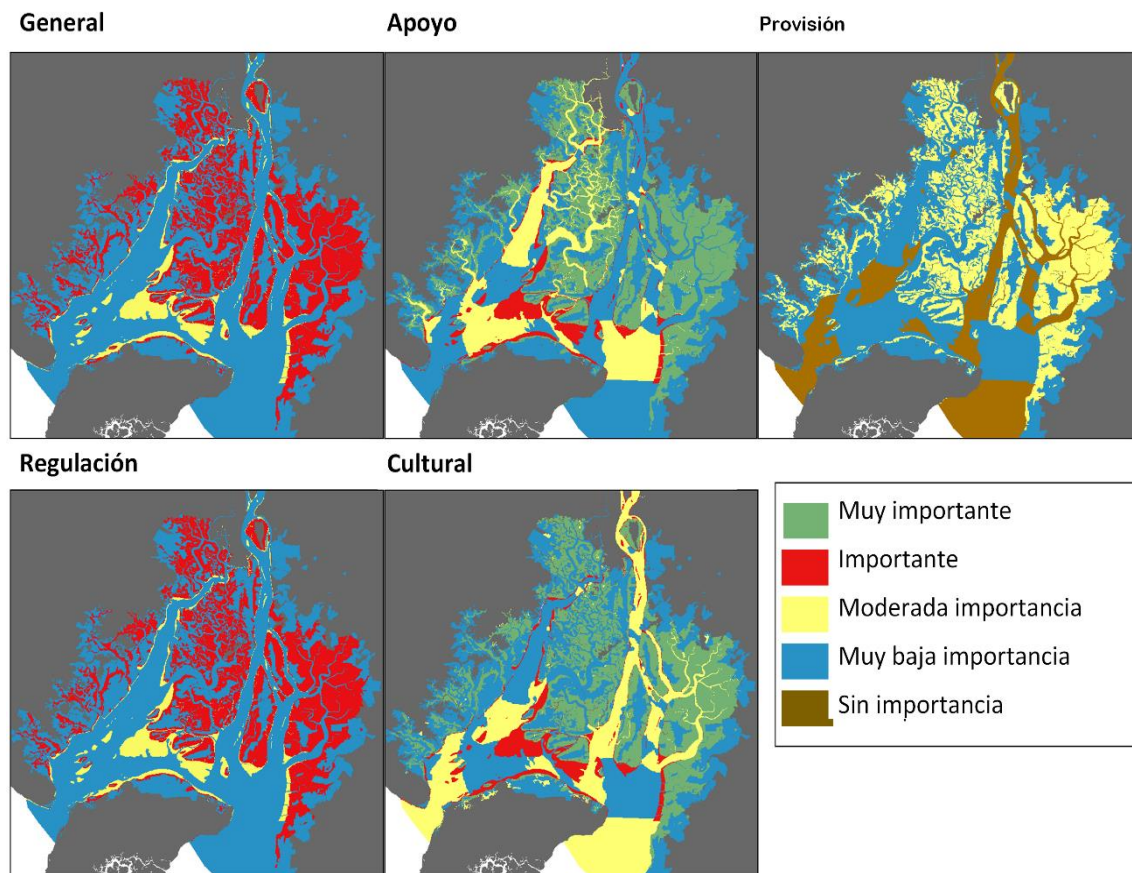


Figura 3.7. Importancia de cada hábitat en el suministro de diferentes tipos de SE.

3.2.5.2 Determinación del impacto del establecimiento de áreas protegidas dentro del área de estudio

Utilizando el análisis de la situación actual junto con los resultados de la primera pregunta, el GTI evaluó la siguiente pregunta en el tercer taller: "El hábitat ... tiene ... capacidad para suministrar los SE ... en esta zona?". Cada miembro asignó una puntuación de 0 a 5 (0: ninguna; 1: muy mala capacidad; 2: mala capacidad; 3: capacidad moderada; 4: buena capacidad; 5: muy buena capacidad) (Mukul et al., 2017). Con los resultados de la evaluación y teniendo en cuenta los hábitats comunes de las zonas, se realizó una comparación de los valores obtenidos en cada una de las categorías de SE de las Zonas 2, 3, 4 (áreas protegidas) en relación con la Zona 1. Este análisis se llevó a cabo para determinar el impacto del establecimiento de una AP. La puntuación final se determinó aplicando el criterio de los promedios.

La Figura 3.8a muestra la variación porcentual de la capacidad de suministro de cada una de las AP en comparación con la Zona de Canales (ZC) en la situación actual. El AP Churute tiene el mayor porcentaje de diferencias con respecto a la Zona 1 que las demás AP. La diferencia se produce debido a que esta AP ha recibido un alto grado de concienciación y participación de sus partes interesadas y tomadores de decisiones. Además, es un área que recibe agua dulce de varias cuencas hidrográficas (Churute, Taura, Naranjal, Cañar y el agua salada baja del Río Guayas) (Iturralde et al., 2016). AP El Morro tiene una pequeña diferencia con respecto a la Zona de Canales en los SE de regulación y cultural. AP El Salado muestra las diferencias mínimas con respecto a la Zona de Canales, especialmente en los servicios ecosistémicos culturales, probablemente porque está directamente afectada por el crecimiento de la población y la contaminación de la ciudad (al estar cerca de la ciudad de Guayaquil) y no ha alcanzado un nivel óptimo de participación y coordinación entre las partes interesadas y los responsables de la toma de decisiones (CIIFEN, 2010; MAE, 2008).

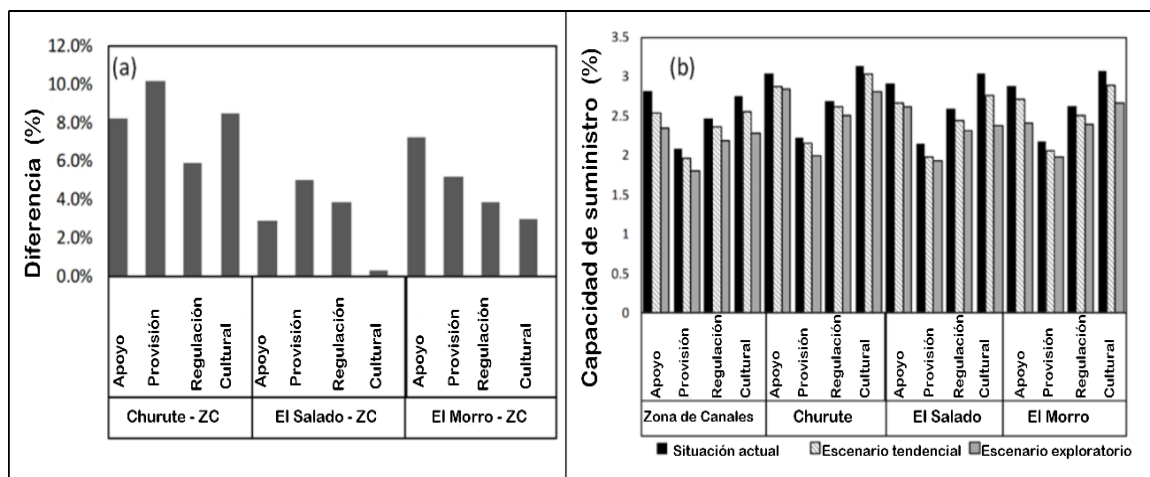


Figura 3.8. (a) Comparación (%) de la evaluación de las categorías de SE de cada una de las AP con respecto a la Zona de Canales (ZC); (b) Evaluación de la capacidad de suministro de SE de cada zona en diferentes escenarios.

3.2.5.3 Evaluación de la capacidad de los hábitats en la oferta de servicios ecosistémicos por escenarios

Esta evaluación se realizó para cada escenario (tendencial y exploratorio) y para cada una de las zonas definidas dentro del AE, empleando la misma pregunta que se utilizó para evaluar la situación actual. Durante la evaluación, se tuvo en cuenta que la capacidad está conectada a la calidad y cantidad en que se suministra el servicio, lo que significa que la afectación de una o

ambas características produce una disminución en la capacidad de oferta de los SE (Dobson et al., 2006).

En la Figura 3.8b se representan los resultados de la evaluación de la capacidad de suministro de las diferentes categorías de SE, en cada una de las zonas de investigación y escenarios. Es evidente que, en todas las zonas de estudio, la capacidad de suministro de SE se reduce debido a la materialización de los escenarios. El escenario exploratorio tiene una mayor incidencia en la disminución de la disponibilidad de SE.

En cada uno de los hábitats, se llevó a cabo un análisis de la capacidad de suministro de cada SE al observar su comportamiento en la situación actual y los diferentes escenarios prospectivos (Figura 3.9). En el escenario tendencial, es evidente que la contaminación y la expansión del hormigón desde las ciudades ha provocado una disminución en los diversos servicios en las diferentes zonas de estudio. Los servicios menos afectados fueron los relacionados con la regulación de la calidad del aire y la cantidad de agua.

En el escenario exploratorio, cuando la contaminación, el tamaño de la ciudad y la deforestación del bosque de manglar aumentaron, la expansión del hábitat de los camarones produjo un incremento tanto en la producción de camarones como en la acumulación de sedimentos en las piscinas camaroneras, que luego deben ser removidos para reforzar las paredes de las piscinas camaroneras y reservorios. Por lo tanto, la capacidad de suministro de dos SE (alimentos y regulación de la sedimentación y la erosión/sedimentación por los cuerpos de agua) aumenta dentro del hábitat de camarones, lo que provoca una disminución de otros servicios en el resto de los hábitats. Como resultado, se materializó un claro compomiso.

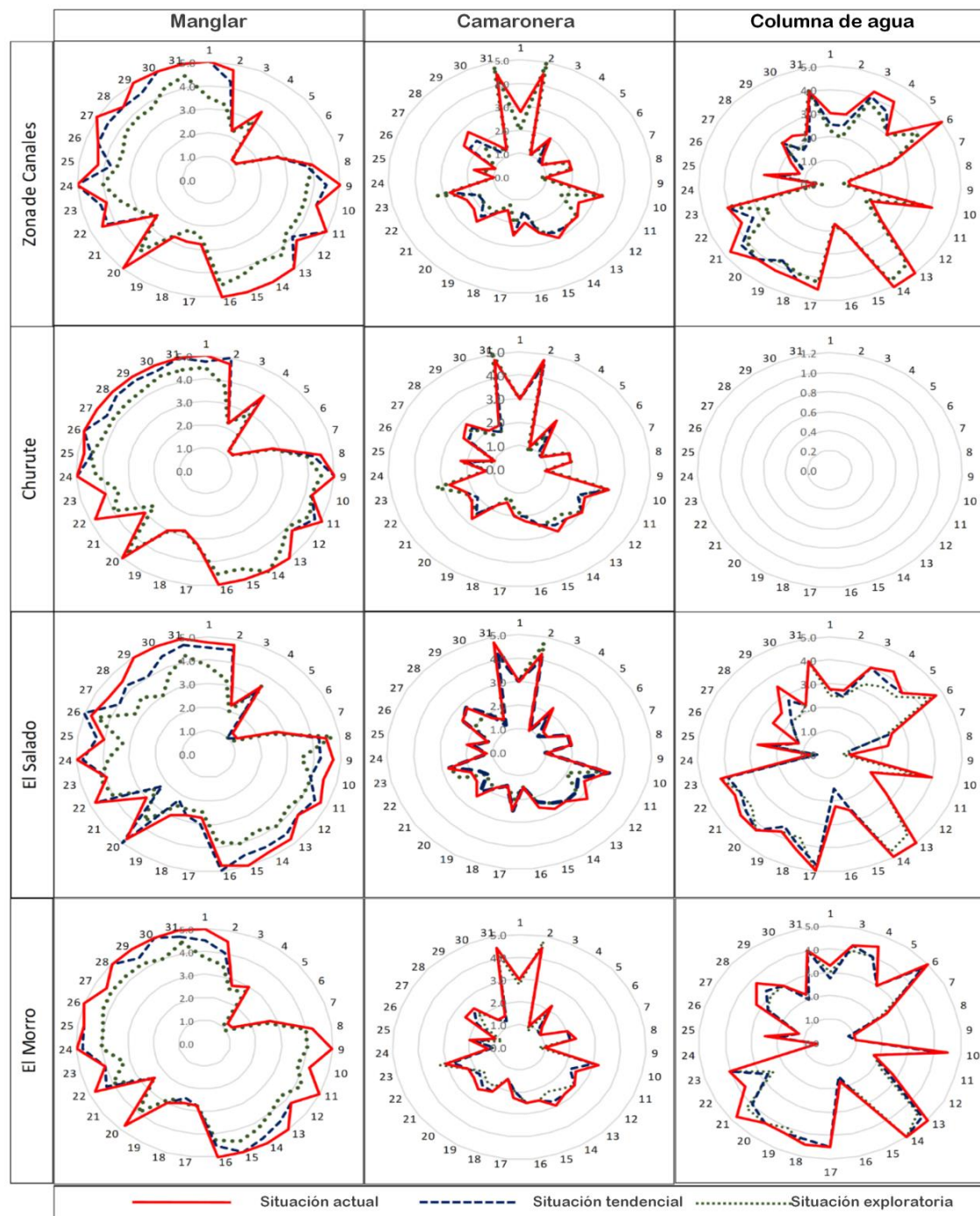


Figura 3.9. Evaluación de la capacidad de los SE por hábitat, escenarios y zonas.

3.3 Discusión

El enfoque aplicado en este estudio combina la creación de escenarios prospectivos con la evaluación de los SE desde la perspectiva de los hábitats. Esta combinación permite superar las limitaciones del enfoque basado en el hábitat, a la hora de determinar la demanda social en los servicios (Potschin y

Haines-Young, 2013), dado que cuando se usa de forma independiente se centra en los SE y, por lo tanto, dificulta la determinación de la demanda social en los servicios.

Teniendo en cuenta que los SE son los beneficios que los seres humanos obtienen del ecosistema (MEA, 2005a) y que existe una estrecha relación entre los usos humanos y el capital natural, para la determinación de la demanda social se identificaron los siguientes elementos: 1) para cada uso humano, los SE que se utilizan, y 2) los SE más importantes para cada uso. La selección de los SE por usos humanos permite respetar las características de cada estuario porque, aunque los estuarios puedan compartir características naturales y ecológicas similares, podrían tener diferentes características socioeconómicas determinadas por usos humanos.

La creación de escenarios es una herramienta poderosa que permite la visualización y la cuantificación de los impactos potenciales que los usos humanos podrían tener en los ecosistemas (Berg et al., 2016; Martinez-Harms et al., 2017), así como para la determinación de las sinergias y compromisos que se producen dentro del sistema (Cabral et al., 2015). En este caso, el método prospectivo permitió crear sistemáticamente futuros escenarios para el AE con mayor detalle espacial y temporal. Estos escenarios permitirán a los expertos que evalúan la capacidad de suministro de los SE tener una imagen estándar del área de estudio, tanto de la situación actual como de los escenarios futuros.

Dado que este enfoque exige que las partes involucradas completen muchas matrices, únicamente se evaluó la situación actual, el escenario tendencial y un escenario exploratorio. Sin embargo, en la práctica, la prospectiva permite generar una amplia gama de escenarios que cubren el campo de la probabilidad, disminuyendo la incertidumbre y estableciendo un diagnóstico completo para el AE (Godet y Durance, 2007). Es por esta razón, que este método se ha incorporado en los procesos de planificación estratégica de varios países latinoamericanos (Rodríguez y Cuervo, 2014). Además, su uso en la evaluación de los SE facilitará la inclusión de la gestión basada en los ecosistemas en la planificación pública y se podrá pasar a la siguiente etapa que es la planificación estratégica.

En la situación actual, las puntuaciones de las diferentes categorías de los SE dentro de las AP fueron superiores a las obtenidas en la Zona de Canales. Asimismo, se observó que la evaluación del AP Churute fue la mejor con respecto a las demás, mientras que los resultados de la AP El Salado fueron similares a los de la Zona de Canales, lo que sugiere que la declaración de una AP es positiva pero su efecto no es estándar en todo el AE. Estas diferencias indican que la sola declaración de una AP no es suficiente para la conservación del medio ambiente, sino que es necesario que esté acompañada

de una serie de acciones como la participación comunitaria, la investigación, la educación, la planificación de la gestión, el desarrollo de la infraestructura, etc. Otro factor a considerar es la ubicación del AP en relación con los centros de presión ambiental. Las AP son una herramienta para la conservación del medio ambiente con implicaciones económicas tanto en la regulación de la pesca como en la generación de ingresos como resultado del turismo (Brochier et al., 2013).

La comparación de los resultados de la situación actual, el escenario exploratorio y el tendencial muestra que las puntuaciones más bajas se obtuvieron en el escenario exploratorio donde existe un efecto combinado del crecimiento de la contaminación y un cambio en el uso del suelo. El análisis comparativo de escenarios permite a los tomadores de decisiones tener una imagen de qué acciones estratégicas implementar para modificar el comportamiento de las variables clave, y así alcanzar el estado final deseado.

Además de evaluar la capacidad de los hábitats en la oferta de SE, se puede analizar la influencia de los cambios en los hábitats en el destino de las especies clave (McCann et al., 2017). Como ejemplo, en el escenario exploratorio, se produce un aumento del SE alimento dentro del hábitat del camarón (el incremento del área de piscinas camaroneras se correlaciona con un incremento en la producción de camarón) y una disminución del mismo servicio en el hábitat del manglar debido a la disminución de su área. Si el análisis se lleva a cabo a nivel de especie, esto significaría que la reducción del hábitat del manglar provoca una reducción en la especie *Ucides occidentalis* (Cruz et al., 2003; Flores, 2012). Este crustáceo es una especie clave porque es un recurso sustancial dentro de la cadena trófica del ecosistema, es importante en el procesamiento de los detritus (Twilley et al., 2001, 1997) y también es una pesquería tradicional que influye en la economía de las personas que explotan comercialmente este recurso en el AE (Cruz et al., 2003; Flores, 2012). Por lo tanto, una interrupción en el desarrollo de esta especie clave podría producir una consecuencia negativa social y ecológica.

En cada taller fue importante alcanzar una buena representación de los sectores interesados en el uso de los SE. En este estudio, debido a la afiliación del GTI que asistió a los talleres, la evaluación tuvo un enfoque público y académico. El intercambio de información y criterios entre los participantes permitió llegar a una mejor comprensión de los problemas que existen en el medio ambiente y las posibles soluciones. Este enfoque permite realizar una evaluación general del sistema para estudiar e identificar puntos críticos de manera que, posteriormente, puedan evaluarse con mayor detalle utilizando otros métodos, como el basado en procesos.

Frecuentemente, se asume que los SE varían linealmente en función de variables críticas; como por ejemplo, el tamaño del hábitat, estacionalidad, e interacción entre especies (Koch et al., 2009). Validar esta aseveración nos puede llevar a un error a la hora de evaluar los SE (Barbier et al., 2008). Mientras mejor se entienda la no linealidad en la provisión de SE que tienen los hábitats, las valoraciones se podrán realizar de una manera más realista. Por esta razón, en los capítulos siguientes, bajo el enfoque de procesos se pretende establecer indicadores que expresen cómo el comportamiento de los SE varía ante la materialización de escenarios.

Capítulo 4

Evaluación del servicio ecosistémico de agua para la navegación

4. EVALUACIÓN DEL SERVICIO ECOSISTÉMICO DE AGUA PARA LA NAVEGACIÓN

Este capítulo está basado en: Zapata C., Puente A., García A., García-Alba J., Espinoza J. The Use of Hydrodynamic Models in the Determination of the Chart Datum Shape in a Tropical Estuary. Water2019, 11(5), 902; <https://doi.org/10.3390/w11050902>.

4.1 Introducción

El agua salina dentro de un estuario puede ser empleada para diferentes usos no consuntivos, como son generación de energía, recreación/turismo, pesca deportiva, maricultura o para el transporte y navegación (Bruce et al., 2005; Vanham, 2016; Zapata et al., 2018). Los estuarios son lugares ideales para la construcción de puertos, marinas, astilleros y rutas para el transporte de productos, ya que proporcionan las condiciones adecuadas para la navegación, la maniobra y el abrigo de los buques (ABP Research, 1999; Lomonaco y Medina, 2005). Es decir, permite suministrar el SE de agua para la navegación.

Los requisitos para proveer el SE de agua para la navegación en un estuario son sencillos. Básicamente se requiere de cuerpos de agua con profundidades y anchos adecuados, además de tener en cuenta la influencia de la descarga fluvial y su confluencia con las mareas en el suministro temporal de niveles de agua adicionales de forma temporal. La morfología compleja y dinámica, así como los procesos de sedimentación en estos sistemas, pueden aumentar los costos de transporte de la carga (Jacobs et al., 2013). El SE de agua para la navegación requiere de un conocimiento preciso de la profundidad del agua para poder explotar de forma segura la máxima capacidad de carga y la máxima disponibilidad de agua para una navegación segura (IHO, 2008).

El punto de partida para la evaluación de la navegación son los parámetros que la influyen, es decir, la profundidad cartográfica (PC) y la altura de la marea (Holzhauer et al., 2012; IHO 1996, 2008). La PC se define como la distancia entre el Datum de la Carta (DC) y el fondo náutico (Druyts y Brabers, 2012; Holzhauer et al., 2012; IHO, 2005). La altura de la marea es la distancia vertical entre el DC y el nivel del agua (IHO, 1996). El DC es un nivel que revela las áreas críticas a los navegantes (Kwanten y Elema, 2007). Las áreas críticas son aquellas que requieren de una profundidad de agua mayor a la PC disponible y que solamente se obtiene durante una parte del ciclo de marea, es decir, una ventana de marea. Un calado mayor de un barco significa una

ventana de marea más pequeña. La ventana de marea está determinada por la duración de la marea, que a su vez depende de los niveles de pleamar y bajamar, su velocidad de propagación y la forma de la curva de marea (Jacobs et al., 2013).

En un estuario, el estudio de las características de la marea, así como la determinación de la ubicación del DC son factores importantes para la navegación. La fricción del fondo, la reflexión total y parcial, la convergencia y el caudal estacional determinan el rango de marea y la magnitud de las corrientes de marea, así como la importancia de los constituyentes armónicos de la onda de marea (Díez-Minguito et al., 2012; Parker, 2007). La caracterización de la marea (patrones de amplitud y fase de sus principales constituyentes, el factor de forma y la asimetría de la marea) proporciona información importante para las actividades hidrográficas y de navegación. La distorsión de las mareas influye en la navegabilidad en los canales de los estuarios y en la evolución geomorfológica de los mismos (Dias et al., 2013).

El aumento de la población humana y el avance en los niveles de desarrollo social y económico han llevado a un rápido incremento en la demanda de los servicios de provisión de agua dulce y salada. Por ello, se ha generado la necesidad de regular los flujos de agua a través de la construcción de presas y canales de riego, la construcción de diques para mejorar la navegación, el drenaje de humedales para el control de inundaciones y el establecimiento de conexiones entre cuencas y transferencias de agua para evitar inundaciones (Bruce et al., 2005). Estas modificaciones han provocado afectaciones de los niveles de agua en los estuarios y por consiguiente, variación en la ubicación del DC (Mitchell y Uncles, 2013).

Debido a las características variables de las mareas, existe un gran número de implementaciones de DC (nivel=0) tales como nivel promedio de bajamareas vivas (PBMV), promedio de bajamares (PBM), Marea Astronómica más Baja (MAB) (Kwanten y Elema, 2007), etc. En un estuario, si la convergencia es más fuerte que la fricción, la onda de marea se amplifica; si la fricción es más fuerte que la convergencia, la marea se amortigua (Savenije y Veling, 2005). Por ello, la amplitud de la marea podría cambiar considerablemente a lo largo del estuario, lo que a su vez provoca un cambio de la ubicación del DC. La posición puntual del DC se obtiene de la información del nivel de mar registrada en los mareógrafos. Se han implementado metodologías como la interpolación o el uso de modelos hidrodinámicos para determinar la posición del DC entre estaciones (Mills y Dodd, 2014).

El desarrollo de datum hidrográficos continuos ha sido un tema de interés en la comunidad hidrográfica internacional (Robin et al., 2016). La Oficina Hidrográfica del Reino Unido patrocinó

el proyecto de Marco de Referencia Vertical en Alta Mar (Turner et al., 2013), con el objetivo de proporcionar una superficie global de la MAB. El V Datum fue desarrollado por el National Ocean Service (NOS) para transformar datos batimétricos/topográficos entre 28 datums de marea, ortométricos y datum verticales elipsoidales (Myers, 2005; Yang et al., 2007). El proyecto de Referencia Vertical Continua para Aguas Canadienses, promovido por el Servicio Hidrográfico Canadiense tuvo como objetivo desarrollar superficies de separación continua entre los datums hidrográficos tradicionales y el Sistema de Referencia Espacial Canadiense.

Para realizar la corrección de marea en un levantamiento hidrográfico a fin de determinar la PC se pueden emplear dos métodos:

- La zonificación de la marea (ZM) se basa en el supuesto que el nivel de agua en una zona tiene una relación fija de magnitud y fase con el nivel de agua medido en un mareógrafo cercano. Sin embargo, este método tiene inexactitudes y produce una discontinuidad al cruzar de una zona a otra (Hess et al., 1999). La incertidumbre de la zonificación se puede reducir al aumentar el número de estaciones en el AE (Mills y Dodd, 2014), pero produce un gasto logístico extra.
- El levantamiento referido al elipsoide (LRE) proporciona una medición directa del lecho marino al elipsoide, según lo establecido por las observaciones del Sistema Global de Navegación por Satélite (SGNS), y un traslado de la referencia del elipsoide al geoide y/o un DC (Mills y Dodd, 2014).

Los modelos hidrodinámicos son herramientas valiosas para simular las corrientes, los niveles de agua, la temperatura y la salinidad del flujo a través de un sistema estuarino (Deltares, 2014). En aguas estuarinas, se puede utilizar un modelo hidrodinámico de alta resolución para simular la elevación del nivel del mar y calcular los DC en cada nodo de la malla (como una estación de marea virtual) (Yang et al., 2007), bajo diferentes escenarios de uso no consuntivo del agua salada.

El objetivo de este capítulo es caracterizar la marea de un estuario tropical; determinar la forma y ubicación del DC; evaluar la idoneidad del uso de LRE en este entorno, donde la marea se ve afectada por los efectos de la convergencia y la fricción; y evaluar el comportamiento del DC en diferentes escenarios para analizar la afectación en el SE de navegación, utilizando para ello un modelo hidrodinámico.

4.2 Metodología

4.2.1 Área de estudio

El puerto de la ciudad de Guayaquil, ubicado en el Estero Salado, es el más importante de Ecuador y junto con las terminales portuarias situadas en el Río Guayas y en el Estero Salado, gestionan aproximadamente el 80% de la carga no petrolera a nivel nacional (Castro, 2016). El calado de diseño del canal de acceso al puerto marítimo es de 7.5 m en bajamar y de 9.75 m durante la pleamar. En el estuario exterior, el rango de mareas varía de 1.5 m en las mareas muertas a 2.3 m en las mareas vivas. En el estuario interior, la amplitud aumenta gradualmente de 2.5 m a 3.6 m cerca de la ciudad de la Guayaquil y en el puerto marítimo (INOCAR y DELFT, 1984).

Dentro del sistema estuarino se encuentran diversas áreas críticas para la navegación, en los diferentes canales (Figura 4.1a). En el canal de acceso al puerto marítimo (Esteros Salado), encontramos dos áreas críticas, el área conocida como “Los Goles”, cercana a la bocana del canal del Morro y la Barra Interna ubicada en el estuario interior. En el canal fluvial (Río Guayas) tenemos las áreas críticas de la Barra Norte y el Bajo Paola (Gómez et al., 2016; INOCAR, 2005; INOCAR y DELFT, 1984).

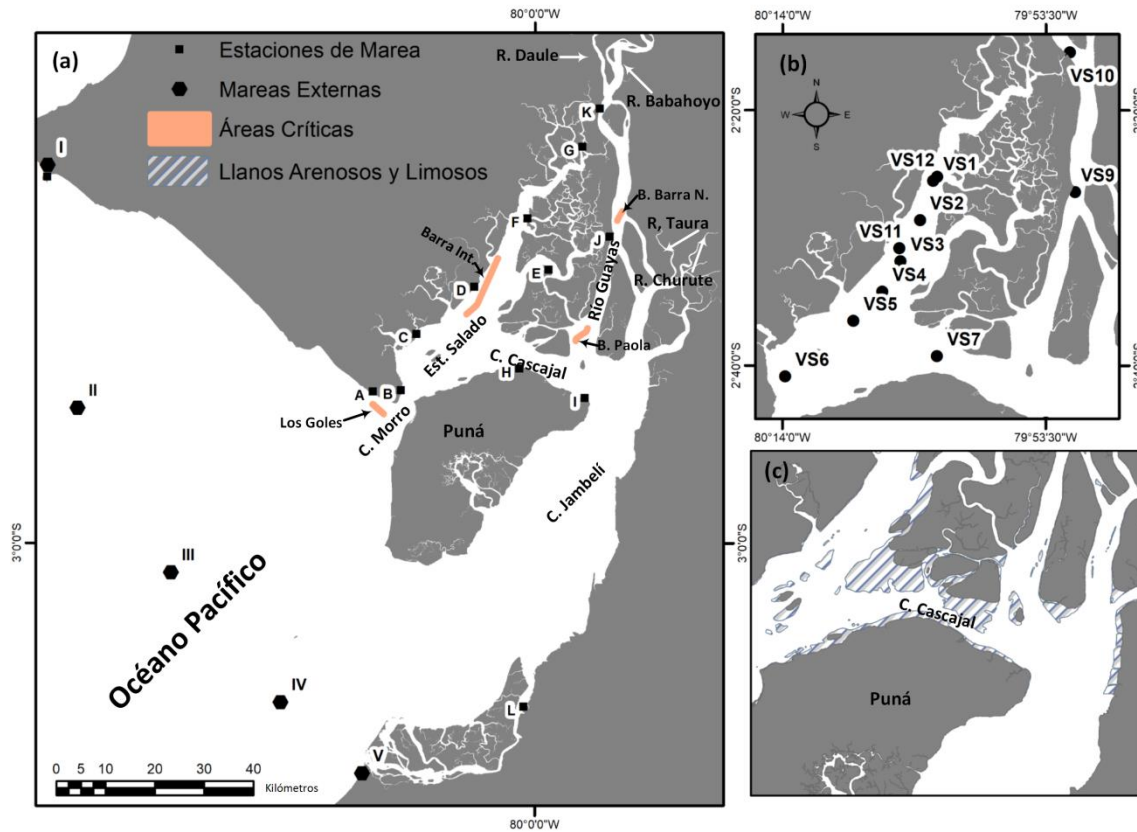


Figura 4.1. Área de trabajo. (a) El GG con la ubicación de las estaciones de mareógrafos y los puntos de marea externa; (b) Ubicación de las estaciones de velocidad de la corriente; (c) Ubicación de los llanos arenosos y limosos en el canal de Cascajal.

4.2.2 Modelado hidrodinámico

Para modelar la variación del nivel de agua en el sistema estuarino se utilizó el módulo Delft3D-Flow del modelo de código abierto Delft3D. El módulo Delft3D-FLOW resuelve las ecuaciones no lineales tridimensionales (3D) o bidimensionales de aguas someras (profundidad promediada, 2DH). Para este estudio se utilizó la formulación 2DH (Deltares, 2014; Lesser et al., 2004).

4.2.2.1 Descripción del modelo hidrodinámico

El sistema de ecuaciones que el modelo resuelve consiste en las ecuaciones de cantidad de momento, continuidad, transporte y cierre de turbulencia (Bonamano et al., 2015). Las ecuaciones de momento horizontal son:

$$\frac{\partial U}{\partial t} + U \frac{\partial U}{\partial x} + V \frac{\partial U}{\partial y} + \frac{w}{h} \frac{\partial U}{\partial \sigma} - fV = -\frac{1}{\rho_0} P_x + F_x + M_x + \frac{1}{h^2} \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(v_V \frac{\partial U}{\partial \sigma} \right) \quad (4.1)$$

$$\frac{\partial V}{\partial t} + U \frac{\partial V}{\partial x} + V \frac{\partial V}{\partial y} + \frac{w}{h} \frac{\partial V}{\partial \sigma} - fU = -\frac{1}{\rho_0} P_y + F_y + M_y + \frac{1}{h^2} \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(v_V \frac{\partial V}{\partial \sigma} \right) \quad (4.2)$$

M_x y M_y representan las contribuciones debido a las fuentes externas o sumideros (fuerzas externas por estructuras hidráulicas, descarga o extracción de agua, tensiones en el fondo, etc.). En aguas poco profundas, la ecuación de momento vertical se reduce a una ecuación de presión hidrostática. No se tienen en cuenta las aceleraciones verticales, debido a los efectos de la flotabilidad y las variaciones repentinas en la topografía (Bonamano et al., 2015).

$$\frac{\partial P}{\partial \sigma} = -\rho gh \quad (4.3)$$

Los términos de las presiones P_x y P_y están dados por (aproximación de Boussinesq):

$$\frac{1}{\rho_o} P_x = g \frac{\partial \zeta}{\partial x} + g \frac{h}{\rho_o} \int_{\sigma}^0 \left(\frac{\partial \rho}{\partial x} + \frac{\partial \sigma'}{\partial x} \frac{\partial \rho}{\partial \sigma'} \right) d\sigma' \quad (4.4)$$

$$\frac{1}{\rho_o} P_y = g \frac{\partial \zeta}{\partial y} + g \frac{h}{\rho_o} \int_{\sigma}^0 \left(\frac{\partial \rho}{\partial y} + \frac{\partial \sigma'}{\partial y} \frac{\partial \rho}{\partial \sigma'} \right) d\sigma' \quad (4.5)$$

Los términos de tensión turbulenta horizontal, F_x y F_y , se simplifican considerando el concepto de viscosidad de remolino (Rodi, 1993):

$$F_x = \nu_H \left(\frac{\partial^2 U}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 U}{\partial y^2} \right) \quad (4.6)$$

$$F_y = \nu_H \left(\frac{\partial^2 V}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 V}{\partial y^2} \right) \quad (4.7)$$

En Delft3D-Flow, el transporte de calor y materia en un fluido se describe comúnmente mediante la ecuación de advección-dispersión en coordenadas cartesianas (Bonamano et al., 2015):

$$\frac{\partial [hc]}{\partial t} + \frac{\partial [hUc]}{\partial x} + \frac{\partial [hVc]}{\partial y} + \frac{\partial [wc]}{\partial \sigma} = h \left[\frac{\partial}{\partial x} \left(D_H \frac{\partial c}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_H \frac{\partial c}{\partial y} \right) \right] + \frac{1}{h} \frac{\partial}{\partial \sigma} \left[\left(D_V \frac{\partial c}{\partial \sigma} \right) \right] + hQ \quad (4.8)$$

4.2.2.2 Configuración del modelo

Se utilizó una malla estructurada y curvilínea de 517 x 297 (153,549 nodos), variando el tamaño de la celda entre 95 a 260 m en el estuario interior y de 260 a 3,200 m en el estuario exterior, cubriendo tanto cuerpos de agua como zonas de manglar. Se establecieron condiciones de contorno ubicadas en los extremos de la malla (hacia el mar y hacia el interior). Hacia el interior, el modelo tiene dos condiciones de contorno de tipo descarga total, que corresponden a los aportes fluviales de los ríos Babahoyo y Daule, como se muestra en la Figura 4.2. Los datos de los caudales de los ríos se obtuvieron de la información hidrológica del Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología. La extensión de la condición de contorno hacia el mar es de 146 km y es de tipo de nivel de agua. Este contorno se subdividió en cuatro segmentos de longitudes

aproximadamente iguales para analizar el comportamiento de las constantes armónicas a lo largo de los canales principales en el estuario interior y exterior. La información de nivel de agua para estos segmentos se obtuvo del modelo global TPXO 7.2 (Egbert y Erofeeva, 2002).

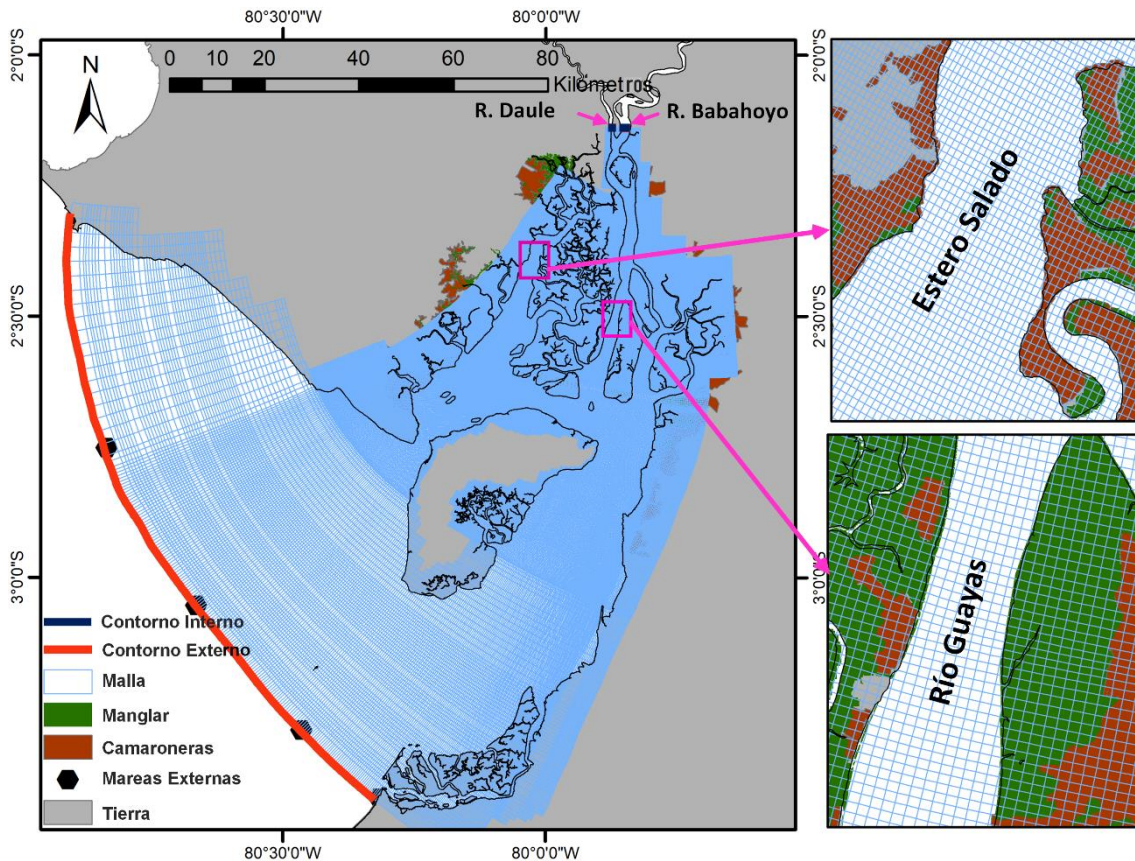


Figura 4.2. Dominio del modelo numérico y de la malla

La superficie batimétrica en el estuario interior se obtuvo a partir de la compilación de los siguientes estudios: dos levantamientos con ecosonda de haz simple (LEHS) realizados en el Estero Salado y el Río Guayas en 2009, a una escala de 1: 5000; un LEHS realizado en los canales pequeños, ubicados entre el Estero Salado y el Río Guayas, en 2005 a escala 1: 4000; y varios LEHS realizados en el canal Jambelí entre 2005 y 2014 a diferentes escalas. Para el estuario exterior, la batimetría se compiló a partir de algunos LEHS, las cartas náuticas IOA 107 y 108, y LEHS recopilados por la Asociación Nacional Oceánica y Atmosférica de EE.UU. La elevación del terreno se obtuvo a partir de una combinación del modelo digital de elevación (MDE) SIGTIERRAS y el modelo STRM1 arco-segundos. El MDE SIGTIERRAS tiene una resolución espacial de 4 m² (Mancero et al., 2015). Tanto la información batimétrica como la terrestre fue referida al nivel medio del mar (NMM).

4.2.2.3 Calibración del modelo

La calibración de un modelo matemático requiere el ajuste de los parámetros del modelo hasta que los resultados del modelado coincidan con las observaciones de campo (Papanicolaou et al., 2011). Aunque la construcción de la presa Daule-Peripa (en el río Daule) terminó en 1988, para la calibración del modelo hidrodinámico se utilizaron los datos de 1984. Este año se seleccionó porque fue el único período en el que se midieron los niveles de agua en 12 estaciones de marea (EM) durante un año (Figura 4.1a) y la velocidad de la corriente en 10 estaciones durante un ciclo de marea (Figura 4.1b). Estas estaciones se ubicaron a lo largo del sistema estuarino (INOCAR y DELFT, 1984).

El paso de tiempo seleccionado para las simulaciones fue de 0.5 min. Los parámetros utilizados en la calibración del modelo son la fricción del fondo, representada en la formulación de Manning-Chezy, y la viscosidad y la difusividad de remolino horizontal. En esta calibración se utilizó una malla con diferentes valores de viscosidad y difusividad de remolino. Para calcular el valor de la viscosidad de remolino en cada nodo de la malla se utilizó la ecuación $\nu_H = K * \Delta x * u_{ch}$ (Bárcena, 2015; Fischer et al., 1979). Donde Δx es el tamaño del lado de la malla, u_{ch} es la velocidad característica del área de estudio y K es una constante de calibración, cuyo rango es de 0.05 a 0.15 (Bárcena, 2015). La difusividad de remolino horizontal se calcula con: $D_H = \frac{\nu_H}{\sigma_t}$, donde σ_t es el número de Schmidt, cuyo rango es de 0.7 a 1 (Bárcena, 2015; Gualtieri et al., 2017).

Se realizaron varias simulaciones con una duración de cuatro meses, ajustando el coeficiente de Manning, la constante de calibración (K) y el número de Schmidt (σ_t) para optimizar el ajuste entre los resultados del modelo y las observaciones del nivel de la superficie del mar. El coeficiente de correlación R^2 (ecuación 4.9) y el criterio de Skill (ecuación 4.10) se usaron para calibrar el modelo:

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^N (\zeta_p - \bar{\zeta}_o)^2}{\sum_{i=1}^N (\zeta_o - \bar{\zeta}_p)^2 + (\zeta_p - \bar{\zeta}_o)^2} \quad (4.9)$$

Donde ζ_o y ζ_p son los niveles de agua observados y predichos, respectivamente; $\bar{\zeta}_o$ es el valor promedio de las observaciones de marea realizadas en un mareógrafo. El coeficiente de correlación mide la intensidad de la relación de igualdad entre dos variables y está definido entre 0 y 1, tomando este último valor cuando existe una correlación perfecta entre ambas variables (González et al., 2013).

$$\text{Skill} = 1 - \frac{\sum [\zeta_p - \zeta_o]^2}{\sum ([\zeta_p - \bar{\zeta}_o] + [\zeta_o - \bar{\zeta}_o])} \quad (4.10)$$

Skill se basa en la coincidencia entre los valores observados y modelados, como se muestra en la ecuación 4.10. Un valor de Skill igual a 1 corresponde a un pronóstico perfecto; excelente cuando Skill > 0.65; muy bueno, 0.5 < Skill < 0.65; bueno, 0.20 < Skill < 0.5; pobre, Skill < 0.2 (Allen et al., 2007; Wu et al., 2011).

4.2.3 Caracterización de la marea de un estuario

El análisis del comportamiento de los principales constituyentes astronómicos a lo largo del estuario se vuelve fundamental para entender el factor que gobierna la dinámica de las mareas en el mismo. En este capítulo se siguió un enfoque ampliamente utilizado para determinar y analizar los patrones de amplitud y fase de los principales constituyentes de las mareas, así como el factor de forma y el tipo de flujo del estuario (Dias et al., 2013; Díez-Minguito et al., 2012a; Sheng Lu et al., 2015). Para este análisis, se eligieron los armónicos semidiurnos M2, N2 y S2, que son los más energéticos tanto en la plataforma continental como en los estuarios (contienen aproximadamente el 75% de la señal de marea) (Díez-Minguito et al., 2012a). Los constituyentes diurnos K1 y O1 y los constituyentes de sobremarea M4 y M6 también fueron seleccionados para este estudio (Moore et al., 2009). El análisis de estos constituyentes permite determinar varios indicadores importantes de la marea, como el factor de forma, la asimetría de la marea y el predominio de flujo/reflujo.

4.2.3.1 Análisis de los componentes armónicos en las estaciones de marea y en cada uno de los nodos de la malla del modelo hidrodinámico

La variación de la altura de la marea se puede expresar de la siguiente manera (Schureman, 1958) (ecuación 4.11):

$$\eta(t) = A_o + \sum_{j=1}^m f_j a_j \cos[\omega_j t + (v + u)_j - g_j] + B \quad (4.11)$$

Donde $\eta(t)$ es el nivel de agua en el tiempo (t); A_o es el nivel medio del mar durante un cierto período de tiempo; m es el número de constituyentes; f es el factor de amplitud nodal; a_j es la amplitud de marea local de un constituyente; ω_j es la frecuencia del constituyente j ; $(v + u)_j$ son argumentos nodales y de Greenwich para el componente de marea j ; g_j es la época (retraso de fase) del componente de marea j en relación con el tránsito de la luna sobre la estación de marea; y $B = \sum B_j + \text{errores}$ es el cambio del nivel de agua inducido por otros factores dinámicos (B_j) y errores (Parker, 2007; Sheng Lu et al., 2015).

Se utilizaron los registros de la marea del año 1984 para calcular los armónicos en las estaciones de marea. Para el análisis de armónicos en cada nodo de malla, se empleó la elevación de la superficie del mar obtenido a partir de cuatro meses de simulación. Este período de tiempo se consideró suficiente para el cálculo de las armónicas, ya que para el análisis armónico, el período de mínima observación es la altura horaria durante un mes lunar, es decir, alrededor de 29.5 días (Turner et al., 2013).

Los valores de amplitud y fase de las constituyentes armónicas tanto de las estaciones de marea como de los nodos en la malla se calcularon con el software T_tide (Pawlowicz et al., 2002), que se basa en un método clásico de análisis de armónicos de mareas (Robin et al., 2016). Posteriormente, se compararon los principales armónicos de los datos observados y modelados (Dias et al., 2013).

4.2.3.2 Factor de Forma

El factor de forma (F) se usó para determinar el tipo de marea en el sistema estuarino. Se define como la relación entre los constituyentes diurnos (K1, O1) y los constituyentes semidiurnos (M2, S2) (ecuación 4.12):

$$F = \frac{O1+K1}{M2+S2} \quad (4.12)$$

Si $F < 0.25$, la marea es semidiurna; si $0.25 < F < 1.5$, es una marea mixta, principalmente semidiurna; si $1.5 < F < 3$, es una marea mixta predominantemente diurna; y si $F > 3$, es una marea diurna (Dias et al., 2013; Joseph, 2017).

4.2.3.3 Asimetría de la marea

La asimetría de la marea se describe como la distorsión de la onda de marea, a menudo se representa por la diferencia o relación entre la duración de la marea ascendente (flujo) y la marea descendente (reflujo). Si el período de inundación es más corto, la asimetría vertical de la marea es de flujo dominante. Si el período de reflujo es más corto, la asimetría es de reflujo dominante. El razonamiento detrás de esto es que una menor duración de la inundación implica mayores velocidades de flujo (pico) y, por lo tanto, mayores tasas de transporte en la dirección de la inundación, o viceversa (Stark et al., 2017).

La asimetría de la marea es inducida por el mecanismo de propagación no lineal de la marea (Dias et al., 2013). El constituyente dominante es M2, el constituyente M4 es el armónico de sobremarea de primer orden más importante de la constituyente M2 y se genera principalmente

por interacciones no lineales (Moore et al., 2009). La transferencia no lineal de energía por fricción, continuidad y advección intensifica M4 y otras armónicas de sobremarea. El constituyente M4, junto con otros armónicos de orden superior, son responsables de la distorsión de la onda de marea (Friedrichs y Aubrey, 1988), tanto en áreas costeras como estuarinas.

La comparación entre la constituyente M4 y M2 se puede usar como indicador del grado de distorsión y asimetría de las mareas. El grado de distorsión causada por el componente M6 también debe considerarse, porque M6 es importante en el análisis de los efectos de fricción del fondo (Dias et al., 2013). Friedrichs y Aubrey (1988) propusieron las ecuaciones 4.13 y 4.14 para describir la marea:

$$A_{r_{M4}} = \frac{M4_{amp}}{M2_{amp}}; A_{r_{M6}} = \frac{M6_{amp}}{M2_{amp}} \quad (4.13)$$

Donde A_r es la relación de amplitud; $A_{r_{M4}} > 0.01$ indica una distorsión significativa en la onda de la marea.

$$\phi_{M4} = 2\theta_{M2} - \theta_{M4}; \phi_{M6} = 2\theta_{M2} - \theta_{M6} \quad (4.14)$$

Donde θ representa la fase. Tanto para ϕ_{M4} como para ϕ_{M6} , si $0^\circ < \phi_M < 180^\circ$, el flujo es dominante en inundaciones. Si $180^\circ < \phi_M < 360^\circ$, el flujo es dominante en reflujo. Esta relación es un indicador del transporte de sedimentos. Si el estuario es de flujo dominante, el transporte de sedimentos es hacia el interior del estuario. En contraste, si el estuario es de reflujo dominante, los sedimentos tienden a ser transportados fuera del estuario.

4.2.3.4 Determinación del Datum de la Carta

El DC es el plano de referencia en el que se describen los sondeos y las profundidades de la carta náutica. Por lo general corresponde con el nivel más bajo de las bajamares (IHO, 1996). Cada país tiene su propio nivel de reducción. En el caso de Ecuador, el DC utilizado es el PBMV, esto es la altura promedio de la bajamar en mareas vivas durante un período de tiempo determinado (IOC et al., 2006).

Con el software T_tide se calculó las componentes armónicas y se realizó una predicción de nivel de agua por un período de un año, tanto en las estaciones de medición como en los nodos de la malla del modelo hidrodinámico, calculando el DC en cada uno de ellos, empleando la ecuación 4.15:

$$DC = \frac{\sum_{i=1}^n BMV_i}{n} \quad (4.15)$$

El BMV es el nivel de bajamar durante una marea viva donde i , y n es el número de bajamares durante las mareas vivas en el período de un año. Una superficie 2D del DC se obtuvo interpolando el DC calculado en cada uno de los nodos de la malla, empleando como método de interpolación el de la distancia inversa ponderada (DIP).

Los modelos hidrodinámicos son muy sensibles a la información batimétrica (Cea y French, 2012). Por esta razón, aun cuando se haya alcanzado una calibración adecuada del modelo hidrodinámico, las magnitudes del DC podrían estar sobreestimadas o subestimadas cuando se comparan con el DC calculado en las estaciones de marea. El desplazamiento del DC se calculó restando el valor del DC obtenido en la estación de marea del DC modelado. Los valores de desplazamiento se interpolaron espacialmente a través de toda la malla utilizando el método de spline en tensión. Estas correcciones se agregaron a la superficie del DC original para proporcionar una representación más precisa del DC (ecuación 4.16):

$$DCF = DC^O + \varepsilon^M \quad (4.16)$$

El DCF es la superficie final del DC; DC^O es la superficie original del DC, calculado utilizando los datos obtenidos del modelo hidrodinámico; y ε^M son los desplazamientos modelados. Esta superficie fue validada con mareógrafos ubicados tanto en el Estero Salado como en el Río Guayas, que no fueron utilizados en la determinación de la superficie de corrección.

4.2.4 Evaluación de los métodos de corrección de mareas

En los levantamientos hidrográficos, la PC o la profundidad reducida se calcula teniendo en cuenta cuatro componentes, como se muestra en la ecuación 4.17:

$$PC = PO - A + \text{cal_din} - NM \quad (4.17)$$

Donde PO es la profundidad observada que se obtiene mediante mediciones acústicas realizadas por ecosondas, a la que se aplican una serie de correcciones; arfada (A) considera el movimiento vertical del buque, por acción del oleaje; el calado dinámico (cal_din) considera la variación del asentamiento, el calado y la variación de la carga; y el nivel de mar (NM) o altura de la marea, representa la altura del agua sobre el DC, como se muestra en la Figura 4.3(a).

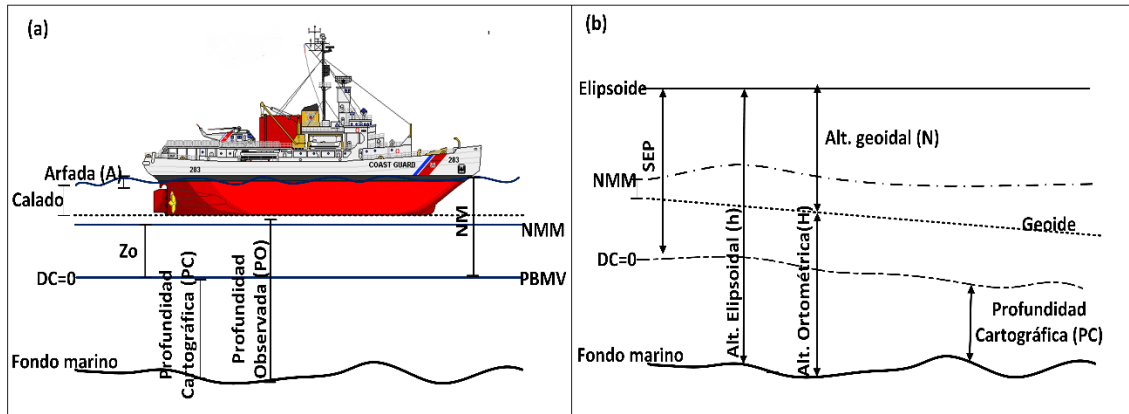


Figura 4.3. (a) Ubicación del DC en un levantamiento; (b) relaciones del DC, geoide y elipsoide para levantamientos referido al elipsoide (LRE). Zo: la distancia entre el DC y el nivel medio del mar; NM: nivel de mar; NMM: nivel medio del mar; PBMV: promedio de bajamares vivas; SEP: superficie de separación; h: altura elipsoidal; N: altura geoidal; PC: profundidad cartografiada; PO: profundidad observada.

La incertidumbre asociada con la profundidad cartografiada se calcula mediante la ley de propagación de la varianza, combinando la varianza individual de cada componente (Hare, 1995) (ecuación 4.18):

$$\sigma_{PC}^2 = \sigma_{PO}^2 + \sigma_A^2 + \sigma_{cal_din}^2 + \sigma_{NM}^2 \quad (4.18)$$

Donde σ_{PO}^2 es la varianza total asociada con la profundidad observada, σ_A^2 es la varianza total de la arfada, $\sigma_{cal_din}^2$ es la incertidumbre total del calado dinámico y σ_{NM}^2 es la varianza total asociada con el nivel de agua. Con lo que, el valor de incertidumbre del DC se traslada a σ_{NM}^2 . Los manuales de la Organización Hidrográfica Internacional (OHI) (IHO, 2005) y del NOS (NOS, 2016) establecen que la contribución de error permitida de las mareas y los niveles de agua al error total permitido para un levantamiento suele estar entre 0.20 m y 0.45 m.

El error total de la marea y niveles de agua tiene varias fuentes de error: (a) el error en la medición, que no debe exceder de 0.10 m con un nivel de confianza del 95%; (b) el error en el cálculo de la primera reducción de marea y el ajuste a períodos de 19 años para estaciones de medición de corto plazo; y (c) el error en la aplicación de la zonificación de la marea. Las estimaciones para los errores típicos asociados con la zonificación de las mareas son 0.20 m con un nivel de confianza del 95%. Sin embargo, los errores para este componente pueden superar los 0.20 m si las características de las mareas son muy complejas (Hare, 1995; NOS, 2016).

Uno de los principales desafíos en la planificación de levantamientos hidrográficos, en un área estuarina extensa y compleja, es determinar los lugares donde se deben instalar las estaciones mareográficas principales y secundarias con el objetivo de reducir la incertidumbre del nivel de

agua. En un levantamiento hidrográfico, la cantidad de mareógrafos dependerá del método de corrección de mareas seleccionado.

En el método de zonificación de mareas, el número de mareógrafos está vinculado a la forma del DC. Si la forma del DC es demasiado compleja, se necesitarán más estaciones de marea para reducir la incertidumbre. Sin embargo, en la mayoría de los casos, debido a limitaciones logísticas, no se pueden instalar suficientes mareógrafos para proporcionar un control directo sobre todas las áreas de un levantamiento hidrográfico (Mills y Dodd, 2014). No se han desarrollado procedimientos estándar para determinar a qué distancia debe instalarse una estación de mareas de la otra en un estuario. De esta manera, algunos servicios hidrográficos han establecido especificaciones empíricas basadas en la variación máxima del DC entre zonas. Por ejemplo, la Dirección de Hidrografía y Navegación de Brasil ha establecido la diferencia máxima entre zonas en 0.10 m (Fraga-Maica et al., 2014).

Para definir el número de zonas de marea en los estuarios, se extrajo el perfil longitudinal de DC de los canales navegables de la superficie final del DC. Los valores del DC del perfil se agruparon en n grupos de DC para reconstruir el perfil. Cuanto más alto sea el número de grupos, más similar será el perfil del DC reconstruido al perfil original, por lo tanto, es importante seleccionar un número mínimo de grupos de DC.

En esta evaluación se propone utilizar el porcentaje del error medio cuadrático (%RMSE, ecuación 4.19) para la valoración de la correlación entre el perfil del DC original y el DC reconstruido. La similitud entre el DC original y el DC reconstruido puede calificarse como muy buena si %RMSE tiene un valor entre 5-10% y excelente para un %RMSE inferior al 5% (Dias et al., 2013). Dado que, en el AE, se requiere al menos un levantamiento hidrográfico de primer orden, se seleccionó un valor de %RMSE del 5%.

$$\%RMSE = \frac{\left\{ \frac{1}{N_o} \sum_{i=1}^{N_o} [\zeta_o(t_i) - \zeta_p(t_i)]^2 \right\}^{\frac{1}{2}}}{\Delta R} \quad (4.19)$$

Donde $\zeta_o(t)$ y $\zeta_p(t)$ son los niveles de agua observados y predichos, respectivamente; N_o es el número de observaciones realizadas y ΔR es el rango de marea. La comparación entre el perfil de DC original con el perfil construido se realizó de forma iterativa hasta que el %RMSE alcanzó el valor de 5%.

El método LRE utiliza información SGNS vertical de alta precisión y modelos de transformación para reemplazar los tradicionales correctores de mareas (Mills y Dodd, 2014; Sanders, 2008).

Este método requiere la definición de tres modelos: elipsoide, el DC y geoide, como se muestra en la Figura 4.3b. Los aspectos clave de este método son determinar la separación entre el DC y el geoide (N) y la altura del DC sobre el elipsoide de referencia, es decir, la separación entre superficies (SEP) (Dodd y Mills, 2011; Sanders, 2008).

Para áreas de estudio pequeñas, un solo valor de la separación geoide/elipsoide (N) y SEP, calculado en un punto de referencia de mareas, podría ser suficiente. Sin embargo, cuando se trabaja en un área de estudio grande o en áreas con mareas complejas, no se puede tratar a la SEP como un valor constante, ya que los modelos del DC al geoide se vuelven más complejos (Sanders, 2008).

Para usar el LRE en este tipo de áreas, Mills y Dodd (2014) sugieren tres métodos:

- El primer método utiliza las observaciones de la SEP en múltiples ubicaciones alrededor del área de levantamiento e interpola sus valores entre ellas.
- El segundo es un refinamiento del primer método, donde la interpolación de la SEP entre las ubicaciones de las estaciones de marea se realiza empleando un modelo de geoide.
- El tercer método establece el uso de un modelo hidrodinámico para calcular los diferentes datums de marea.

En este estudio se evaluarán el primer y tercer método. Para el análisis del primer método, las superficies de DC se construirán mediante la interpolación de los valores de DC obtenidos de las estaciones de marea y los puntos de marea de la condición de contorno abierto, utilizando los métodos de interpolación distancia inversa ponderada (DIP) y spline en tensión (SPT). El perfil de DC de los canales navegables se extraerá de estas superficies. El nivel de similitud entre estos perfiles y los perfiles obtenidos con la superficie del *DCF* se calculará utilizando los criterios de %RMSE. Para el tercer método se seguirá el procedimiento establecido en la sección 4.2.3.4.

4.2.5 Evaluación del servicio ecosistémico de agua para la navegación empleando la superficie del datum de la carta

Los modelos hidrodinámicos ayudan a evaluar las respuestas de los SE ante el aumento del nivel del mar (Myers, 2005) y el impacto de la acción antropogénica en los hábitats acuáticos (Allen et al., 2007). La acción del hombre sobre los sistemas estuarinos afecta a los niveles del agua (Mitchell y Uncles, 2013), la ubicación del DC y por ende al SE de agua para la navegación. En el presente estudio se analizará la respuesta del DC ante la materialización de dos escenarios.

- **Escenario 1:** El cambio climático supone un incremento del riesgo de sufrir inundaciones para la ciudad de Guayaquil, ubicada en el norte del AE. Por ello, se han propuesto varias soluciones para preparar a Guayaquil contra las inundaciones, que podrían ocurrir en el futuro (Stenfert et al., 2016). Una de las soluciones consideradas fue la construcción de una barrera en el Río Guayas para reducir los niveles de agua y la intrusión salina (Stenfert et al., 2016). Se evaluará el efecto que esta barrera tiene en la superficie del DC.
- **Escenario 2:** En los estuarios tropicales normalmente se tiene presencia de manglares. La rugosidad que producen los árboles de mangle es mucho mayor que las marismas y los llanos limosos y arenosos (Lee y Shih, 2004). Un mayor coeficiente de rugosidad del fondo reduce la velocidad del flujo y eleva el nivel de la superficie del agua (Shih et al., 2015). Por lo tanto, la alteración de la cobertura del bosque de manglar afecta la superficie del DC. En el AE, la expansión de las granjas de camarón y el crecimiento de las ciudades ha llevado a la pérdida del 24% de la cobertura de manglares (Zapata et al., 2018). En este estudio se analizará la repercusión sobre el DC asociado a un escenario hipotético de eliminación total de la cobertura de manglar.

4.3 Resultados y discusión

4.3.1 Calibración del modelo hidrodinámico

Los mejores resultados del modelo se lograron con una constante de calibración y un número de Schmidt de 0.05 y 0.7, respectivamente. El valor del coeficiente de Manning seleccionado para el manglar fue 0.15, 0.0205 para el Estero Salado y el canal de Cascajal, y 0.0195 para el Río Guayas. La Figura 4.4a. muestra la comparación entre la variación de la superficie del agua modelada y medida en las estaciones B, G, H y J. En la Figura 4.4b y 4.4c se muestra las comparaciones entre los valores de velocidades proporcionados por el modelo numérico y los observados en las 10 estaciones en mareas muertas y vivas, respectivamente (véase Figura 4.1b).

Las Figuras 4.5a, 4.5b y 4.5c presentan los valores de calibración (Skill y R^2) del modelo hidrodinámico, tanto del nivel de la superficie del agua como de la velocidad de la corriente, durante las mareas muertas y vivas. El análisis de los resultados de las doce estaciones, representadas en la Figura 4.5a, revelan que el modelo reproduce con precisión la variación de la superficie del agua a lo largo del sistema estuarino, ya que todos los valores de Skill y R^2 son cercanos a 1. Durante las mareas muertas y vivas, la velocidad de la corriente se representa muy

bien en 11 estaciones (valores de Skill > 0.65), y tan solo la estación VS10, que está ubicada en el Río Guayas, tiene un buen acuerdo ($0.5 < \text{Skill} < 0.65$).

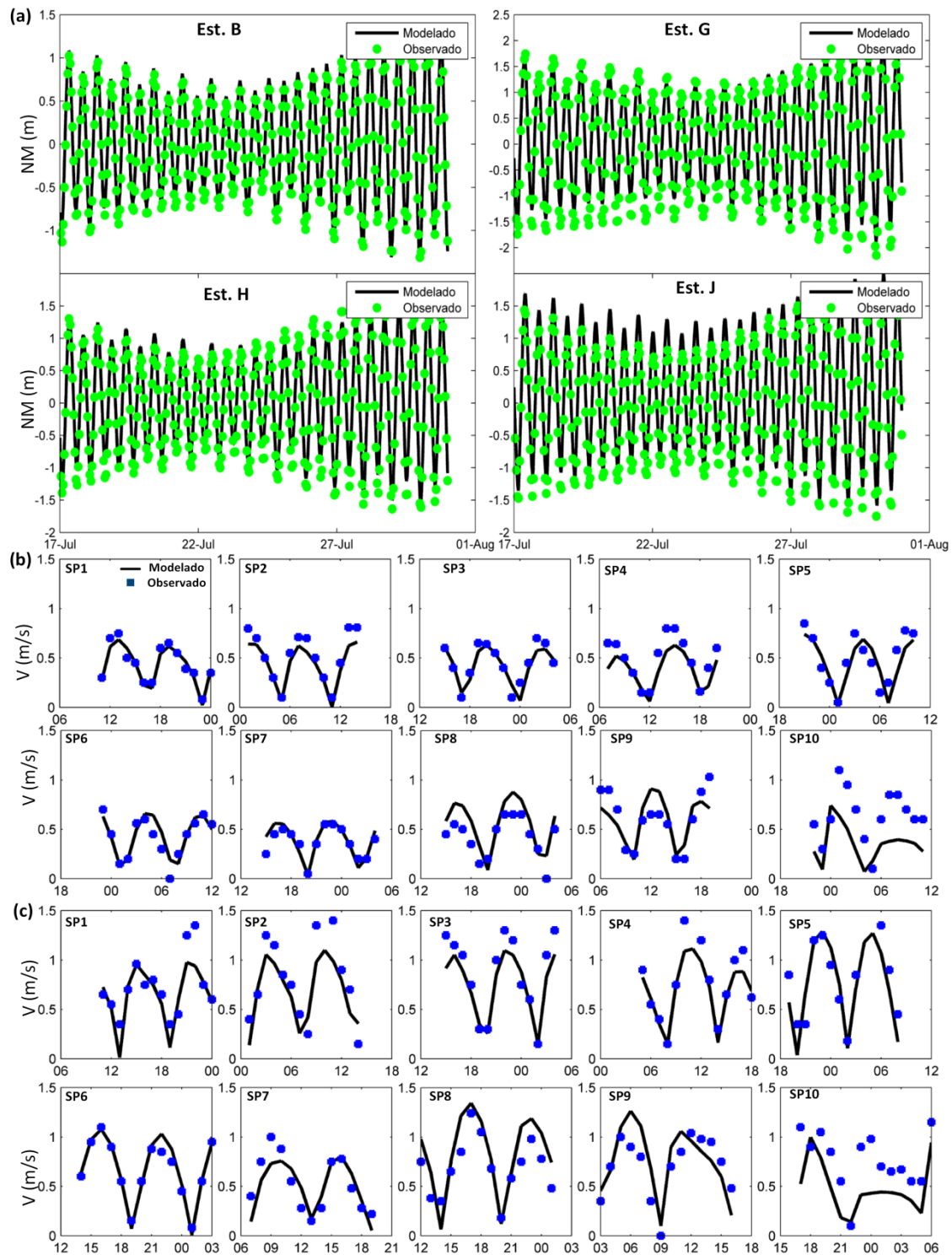


Figura 4.4. Comparación de niveles y velocidades: (a) Niveles del agua observados (puntos verdes) y simulados (línea negra continua) en las estaciones B, G, H y J; (b) y (c) Velocidades de la corriente en mareas muertas (b) y vivas (c) observadas (puntos azules) y modeladas (línea negra continua).

Los resultados del modelo después de la calibración se validaron con los datos medidos en el año 2008. El modelo reproduce con precisión la variación de la superficie del agua a lo largo del sistema estuarino, ya que todos los valores de Skill y R^2 de las seis estaciones ubicadas en el Río Guayas y en el Estero Salado son cercanos a 1 (Figura 4.5d).

La velocidad de la corriente durante la marea muerta en las tres estaciones del Estero Salado representadas en la Figura 4.5e tiene muy buena concordancia con los valores observados, ya que sus valores de Skill son > 0.65 . La simulación del nivel de agua y la velocidad de la corriente durante el período de calibración y validación refleja un buen acuerdo con los valores reales. Los resultados de la validación fueron similares a los resultados de la calibración.

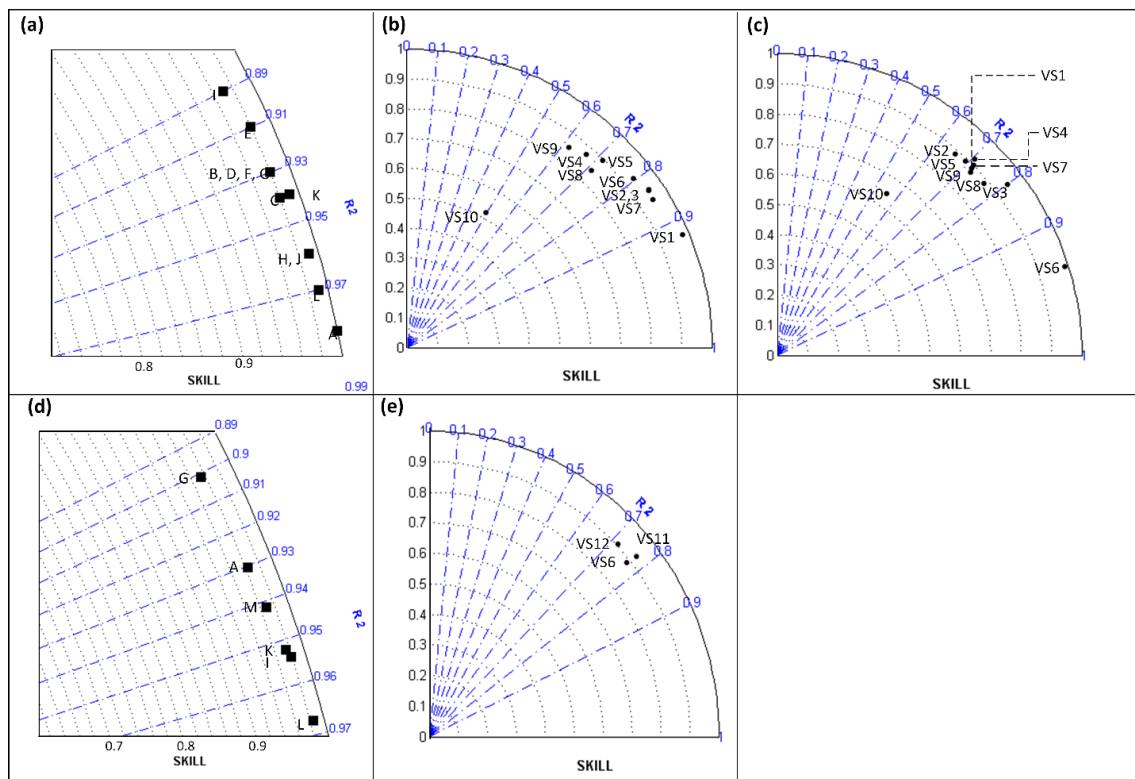


Figura 4.5. Calibración y validación hidrodinámica: (a) Valores de calibración del nivel de agua; (b) y (c) Los valores de calibración de velocidad durante las mareas muertas y vivas; (d) y (e) Los valores de validación de niveles de agua y velocidad.

4.3.2 Análisis de constituyentes armónicos

La Figura 4.6. muestra los valores de amplitud de las componentes armónicas principales calculados con las series de tiempo observadas y modeladas. En ella puede apreciarse que las estaciones ubicadas en el Estero Salado (B, C, D, F y G), así como las ubicadas en el Río Guayas (I, J y K), muestran valores bastante similares de los constituyentes.

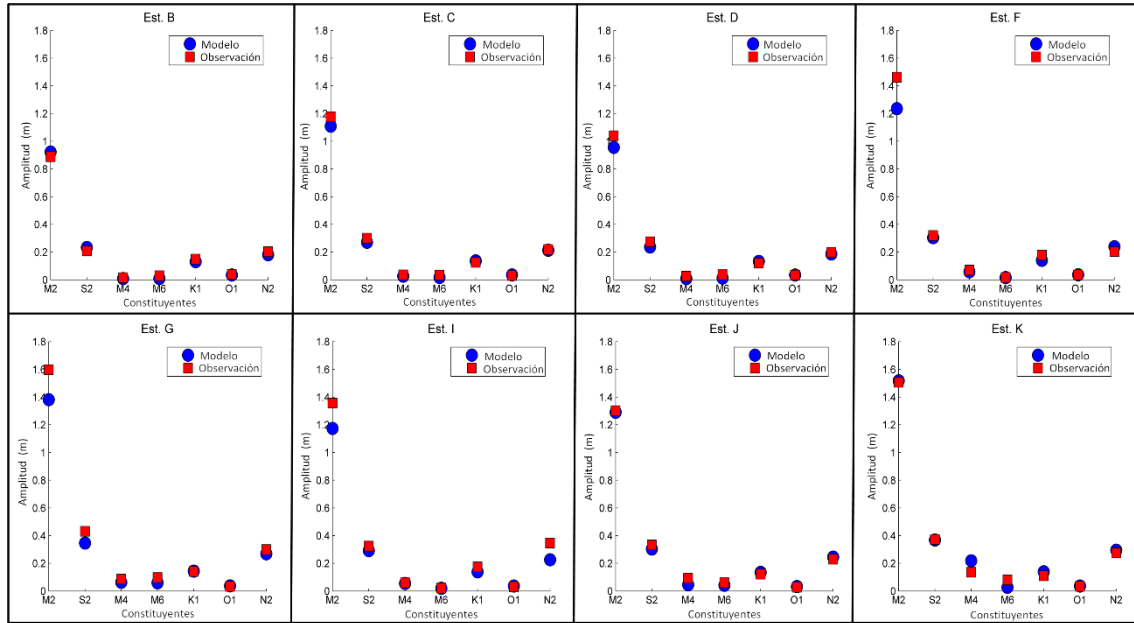


Figura 4.6. Comparación de la amplitud de los armónicos de marea determinados a partir de la elevación observada y modelada de la superficie del mar, en varias estaciones del estuario ubicadas tanto en el Estero Salado como en el Río Guayas.

En la Figura 4.7a se puede observar el comportamiento de las principales constituyentes a lo largo del sistema estuarino. En el Estero Salado, la amplitud de la componente M2 se incrementa considerablemente desde su bocana (en el kilómetro 50), mientras que las componentes N2 y S2 aumentan gradualmente. Los armónicos semidiurnos aumentan a medida que la marea entra en el estuario y el aumento porcentual de la componente M2 es del 82%. La amplitud de la sobremarea M4 disminuye ligeramente después de la entrada de la marea al estuario y luego aumenta. La sobremarea M6 tiene una amplitud mayor que M4 desde la desembocadura del estuario hasta aproximadamente el km 80, donde cae repentinamente para luego aumentar rápidamente. La generación de M4 se debe esencialmente a los efectos no lineales en la ecuación de continuidad y al efecto de la profundidad en la fricción de fondo, mientras que la M6 se debe principalmente a la fricción con el fondo (Cáceres, 2003; Dias et al., 2013). La Figura 4.7a sugiere que la fricción del fondo es dominante desde la boca del Estero Salado hasta la estación D. Por otro lado, los constituyentes diurnos muestran un ligero crecimiento desde la bocana del Estero Salado hacia el interior del mismo.

En el Río Guayas (Figura 4.7b), los armónicos semidiurnos M2 y S2 aumentan desde la plataforma hacia el interior del río, mientras que la componente N2 tiene su valor máximo cerca del km 100 y luego disminuye. Los armónicos M4 y M6 aumentan hacia el interior del Río Guayas. Por último, hay que destacar que el armónico diurno K1 tiene su valor máximo cercano a los 100 km.

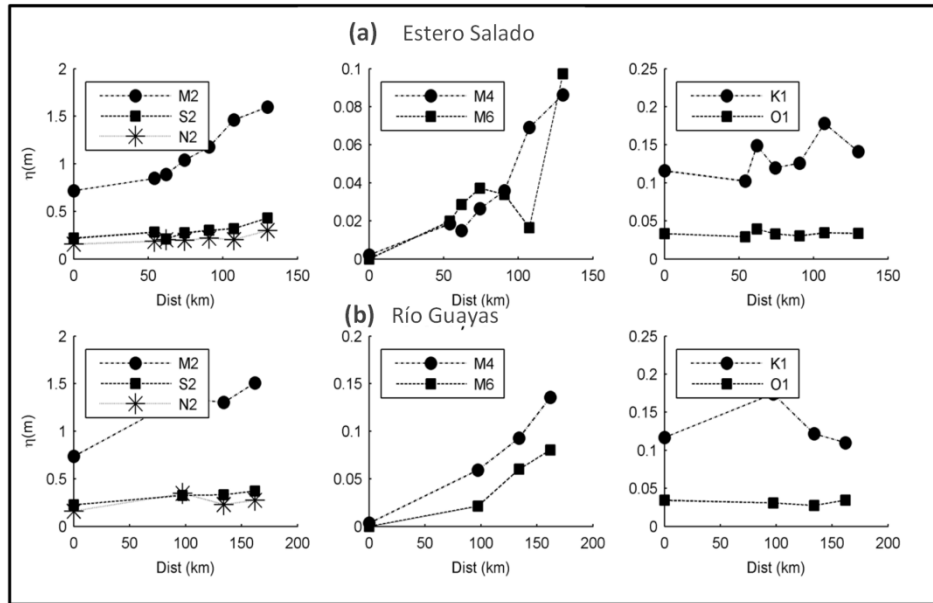


Figura 4.7. Amplitud de los armónicos de marea a lo largo del: (a) Estero Salado (estaciones III, A, B, C, D, F y G); (b) Río Guayas (estaciones IV, I, J y K).

Tanto la amplificación como la reducción de la amplitud de la marea en un estuario dependen de la convergencia y la fricción. Si el efecto de la convergencia es mayor que el de la fricción, el rango y las corrientes de marea se amplificarán. Cuando la fricción es mayor que el efecto de convergencia, la onda de marea se atenúa (Dyer, 1977; Savenije, 2012; Savenije y Veling, 2005). En la Figura 4.8a se muestra la magnitud del armónico M2 a lo largo del estuario interior observándose una reducción en el área poblada por el manglar y en las áreas de bajos del canal de Cascajal. Esto significa que, en las zonas del canal del Estero Salado y del Río Guayas, el efecto de la convergencia es más importante, mientras que, en la zona del manglar, el efecto de la fricción es mayor.

En la Figura 4.8b, se observa cómo la fase del armónico M2 se modifica fuertemente, lo que causa que la propagación de la onda de marea se retrase hacia aguas arriba debido a la morfología convergente del sistema estuarino y a la variación de la profundidad del agua. Estos factores producen variaciones en la fricción del fondo, induciendo una reducción en la velocidad de propagación de la marea. En la Figura 4.8b, se observa que la fase cerca de la entrada al Estero Salado es $\sim 130^\circ$, y en la estación G es $\sim 175^\circ$, lo que significa que el retraso de la onda armónica M2 es de 1h 33min ($\sim 45^\circ$). Este valor es menor que el retardo real de la onda de marea, que es de 2h 25min.

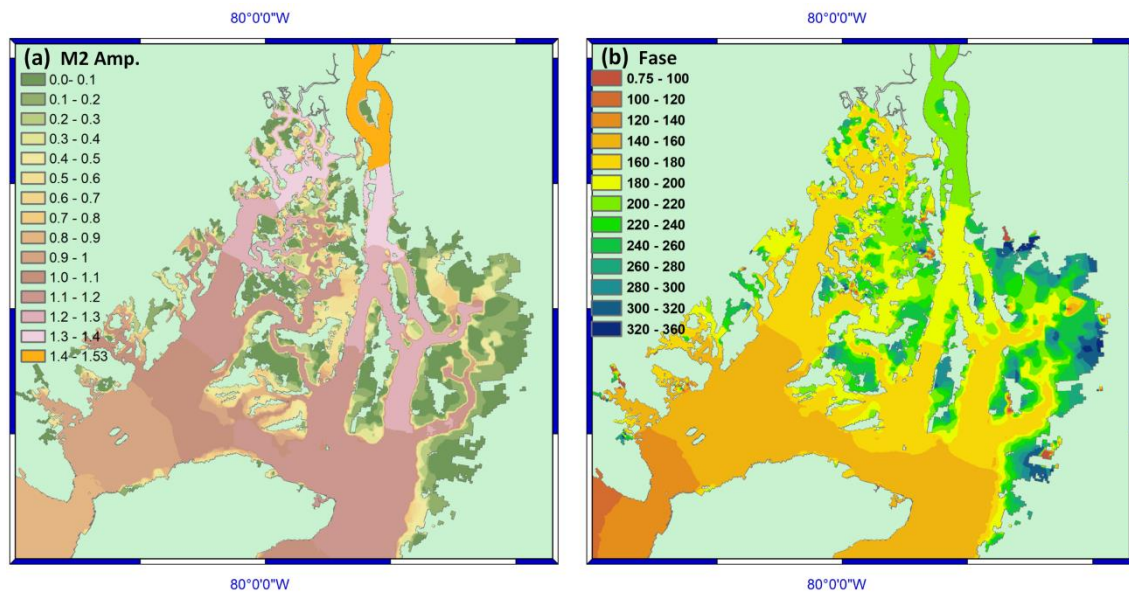


Figura 4.8. (a) Amplitud y (b) Fase del armónico mareal M2.

4.3.3 Caracterización de la marea en el sistema estuarino

Para realizar este análisis, en primer lugar, se calculó el factor de forma en cada nodo de la malla. Como se muestra en la Figura 4.9., los canales principal y secundario tienen una marea semidiurna, mientras que en el área de manglar se encontraron zonas con mareas semidiurna y mixta.

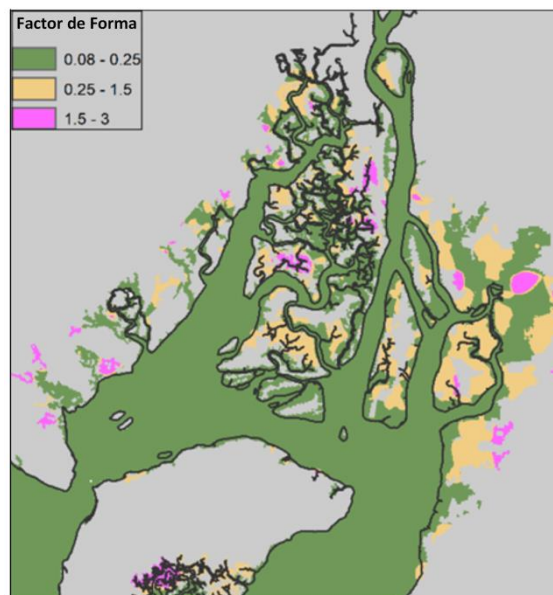


Figura 4.9. Factor de forma del sistema estuarino.

En lo que se refiere a la asimetría de la onda de marea, en la Figura 4.10a se puede ver que el Río Guayas tiene valores de asimetría más altos que el Estero Salado. La diferencia de asimetría

indica que el lecho del río tiene mayor dinámica que el lecho del Estero Salado. A partir del análisis realizado en cada mareógrafo, se determinó que, a excepción de las estaciones A y C, las restantes estaciones muestran un sistema estuarino de flujo dominante. La Figura 4.10b muestra el análisis del tipo de estuario utilizando los valores de fase de las constituyentes armónicas obtenidas en cada nodo de la malla. Se observa que el sistema estuarino es principalmente de flujo dominante, lo que significa que la sedimentación ocurre principalmente hacia el interior del sistema.

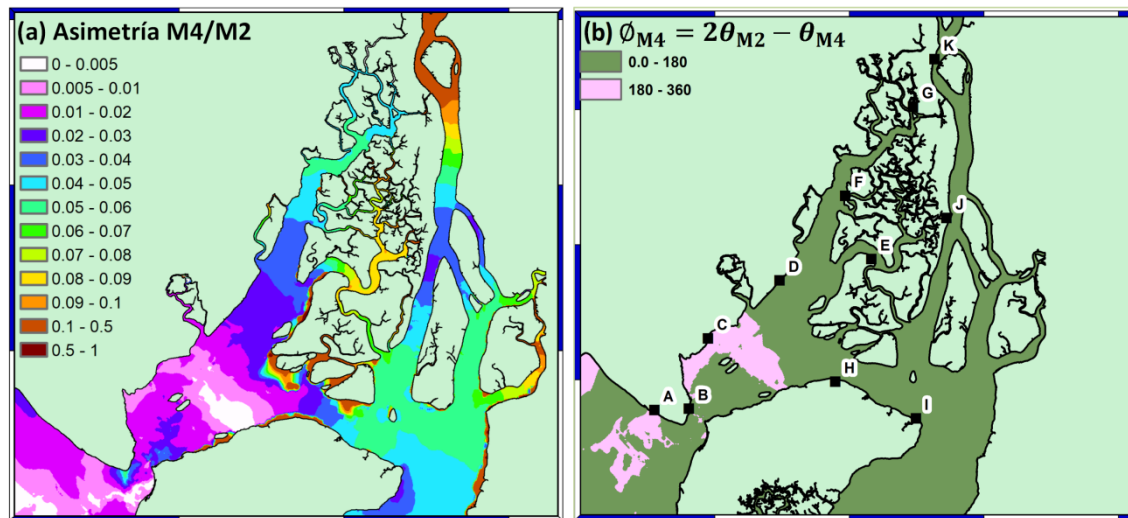


Figura 4.10. (a) Asimetría de la marea; (b) Tipo de flujo del sistema estuarino (inundación de flujo en verde y refluo en rosa), los cuadrados negros representan las estaciones de marea.

Tanto el tipo de flujo como la asimetría de las mareas de un estuario tienen un efecto en la navegabilidad, debido a su influencia en los procesos de erosión y acreción del fondo marino. Esto, a su vez, tiene una consecuencia directa para la determinación tanto de la profundidad crítica (Dias et al., 2013; Friedrichs y Aubrey, 1988) como de la periodicidad de los levantamientos hidrográficos y pueden aumentar los costos de mantenimiento de la vía navegable.

En este estudio, los resultados del tipo de flujo y la asimetría de las mareas muestran que el Río Guayas presentaría los mayores problemas de sedimentación. Por lo tanto, los levantamientos hidrográficos deben realizarse con mayor frecuencia en este cuerpo de agua y con mayor detalle en las observaciones del nivel del mar. Por ello, tanto la asimetría como el tipo de flujo podrían utilizarse como nuevos factores para estimar el riesgo hidrográfico (Riding y Rawson, 2015).

4.3.4 Superficie del datum de la carta

Para la ilustración del cálculo del DC, tanto en los mareógrafos como en los nodos de la malla, se tomó como ejemplo la estación B. En la Figura 4.11a, los círculos grises indican el nivel de agua más bajo en cada período de mareas vivas durante un año. La línea roja continua representa el PBMV o el DC para la estación mientras que la línea negra representa el NMM, la distancia entre las dos es lo que se conoce como Z_o . Como se ha mencionado anteriormente, la ubicación de DC a lo largo del estuario varía debido a la convergencia, la cual amplifica la marea, por lo que la ubicación del DC cambia en cada estación de marea y esta variación no es lineal.

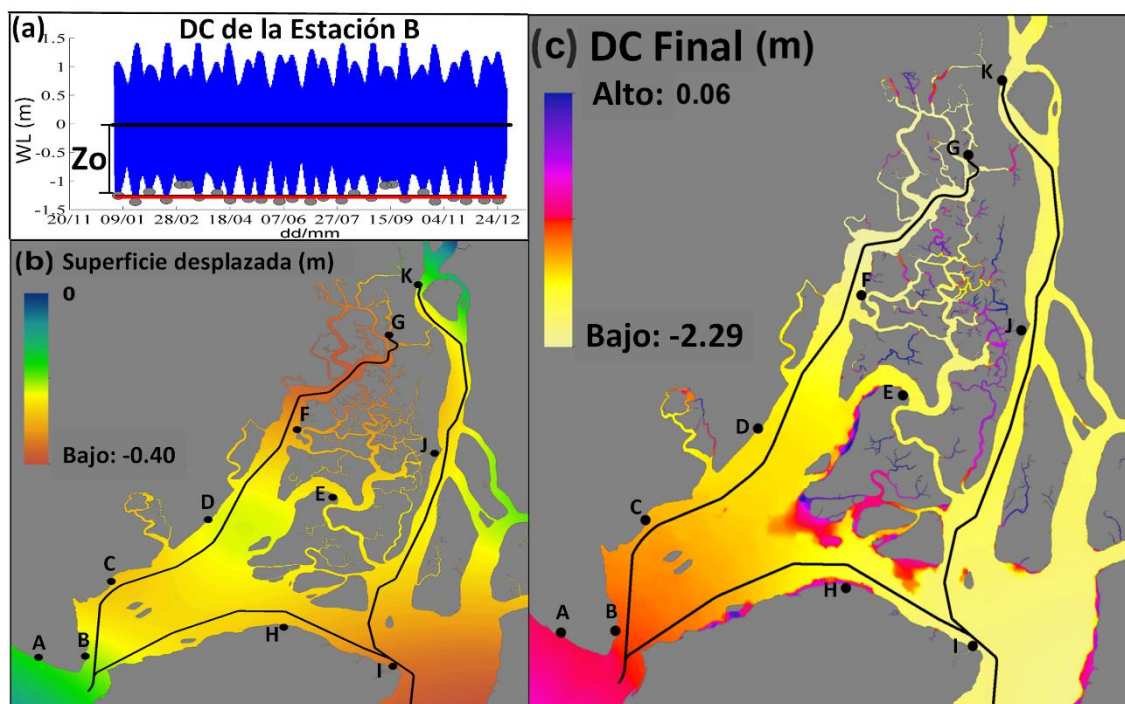


Figura 4.11. (a) DC de la estación de mareas B; (b) Superficie desplazada; (c) Superficie final del DC. Las líneas negras representan los canales de navegación y los puntos negros representan las estaciones mareográficas.

La Tabla 4.1. muestra la diferencia entre la superficie del DC modelado y el DC calculado en las estaciones de marea. El valor promedio del desplazamiento del DC, entre una superficie y otra, es -0.205m y la desviación estándar es 0.12m . En el estuario exterior (estación A), el valor de la superficie del DC es prácticamente igual al valor de DC calculado con la información del mareógrafo. En el estuario exterior (estación A), la superficie del DC tiene valores menores a los obtenidos en el resto de las estaciones. Los desplazamientos del DC en los mareógrafos crecen desde la entrada hasta el estuario superior en el Estero Salado. En las estaciones ubicadas en el Río Guayas, los valores de desplazamiento son similares.

Tabla 4.1. Valores de desplazamiento del datum de la carta a lo largo del sistema estuarino.

Estación	DC del Mareógrafo (m)	DC del Modelo (m)	Desplazamiento (m)
A	-1.1886	-1.196	0.0074
B	-1.2806	-1.193	-0.0876
C	-1.4703	-1.247	-0.2233
D	-1.5879	-1.460	-0.1279
E	-1.9591	-1.550	-0.4091
F	-1.9286	-1.647	-0.2816
G	-2.2164	-1.877	-0.3394
H	-1.6948	-1.479	-0.2158
I	-1.9400	-1.589	-0.3510
J	-1.7796	-1.602	-0.1776
K	-1.9300	-1.860	-0.0700
L	-1.5014	-1.320	-0.1814
Promedio			-0.2048
Desviación Estándar			0.1196

Hubo cierta incertidumbre con respecto a los datos registrados en la estación E. Por esta razón, esta estación no se utilizó para generar la superficie de desplazamiento, para corregir la superficie del DC original. La Figura 4.11b muestra la superficie de desplazamiento o de corrección, y la Figura 4.11c la superficie del DCF. El método de spline en tensión genera una superficie con valores de desplazamiento que hacen que la superficie pase exactamente a través de los DC de las estaciones mareográficas. Por tal motivo, para verificar la confiabilidad de esta superficie de DC, se utilizaron los DC de dos estaciones temporales instaladas en 2009, las cuales no fueron empleadas durante la generación de esta superficie.

Tanto el perfil del DC modelado como el perfil del DC ajustado a lo largo del canal navegable en el Estero Salado, el canal Cascajal y el Río Guayas se muestran en las Figuras 4.12a, 4.12b y 4.12c. Los cuadrados negros representan los valores de DC obtenidos en cada estación mareográfica utilizada para generar la superficie de desplazamiento y para calibrar el modelo. Los círculos negros en las Figuras 4.12a y 4.12c representan el DC de las estaciones de marea utilizadas para

validar el modelo. La diferencia en los DC de estos mareógrafos con la superficie DCF ajustada fue de ~ 7 cm.

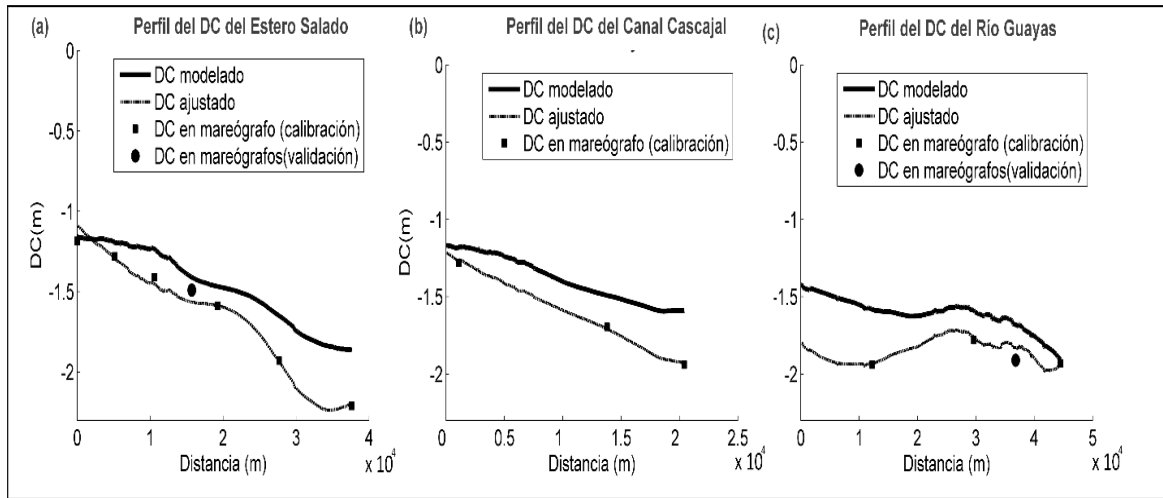


Figura 4.12. Perfiles de DC de (a) el Estero Salado; (b) el canal de Cascajal; (c) el Río Guayas.

Se puede observar que el DC no tiene ni forma de pendiente recta ni forma escalonada debido a la zonificación de la marea. La forma real del DC es una pendiente ligeramente negativa con una superficie ondulada debido al efecto combinado de la fricción y la convergencia que amplifica la marea.

4.3.5 Evaluación de los métodos de reducción de la marea

A través de un proceso iterativo se determinó el valor del número de grupos de DC es de ~ 6 en los tres cuerpos de agua, como se muestra en la Figura 4.13a. El valor del ancho de las barras del histograma (Figura 4.13b) se emplea para determinar la diferencia de valor entre las zonas de marea. Debido a la complejidad de este sistema estuarino, se han encontrado tres valores de separación entre zonas de marea: Estero Salado = 0.19 m; canal de Cascajal = 0.12 m; y Río Guayas = 0.049 m.

Si se seleccionara para todo el sistema estuarino el valor de separación entre zonas calculado para el Estero Salado, la forma del DC en los otros dos cuerpos de agua no se reproducirá adecuadamente y, por lo tanto, se introducirán errores en las PC. Si el valor determinado para el Río Guayas se seleccionara para todo el sistema estuarino, se establecería un número excesivo de zonas de marea en el Estero Salado y el canal de Cascajal, por lo que el levantamiento hidrográfico demandaría un elevado esfuerzo logístico.

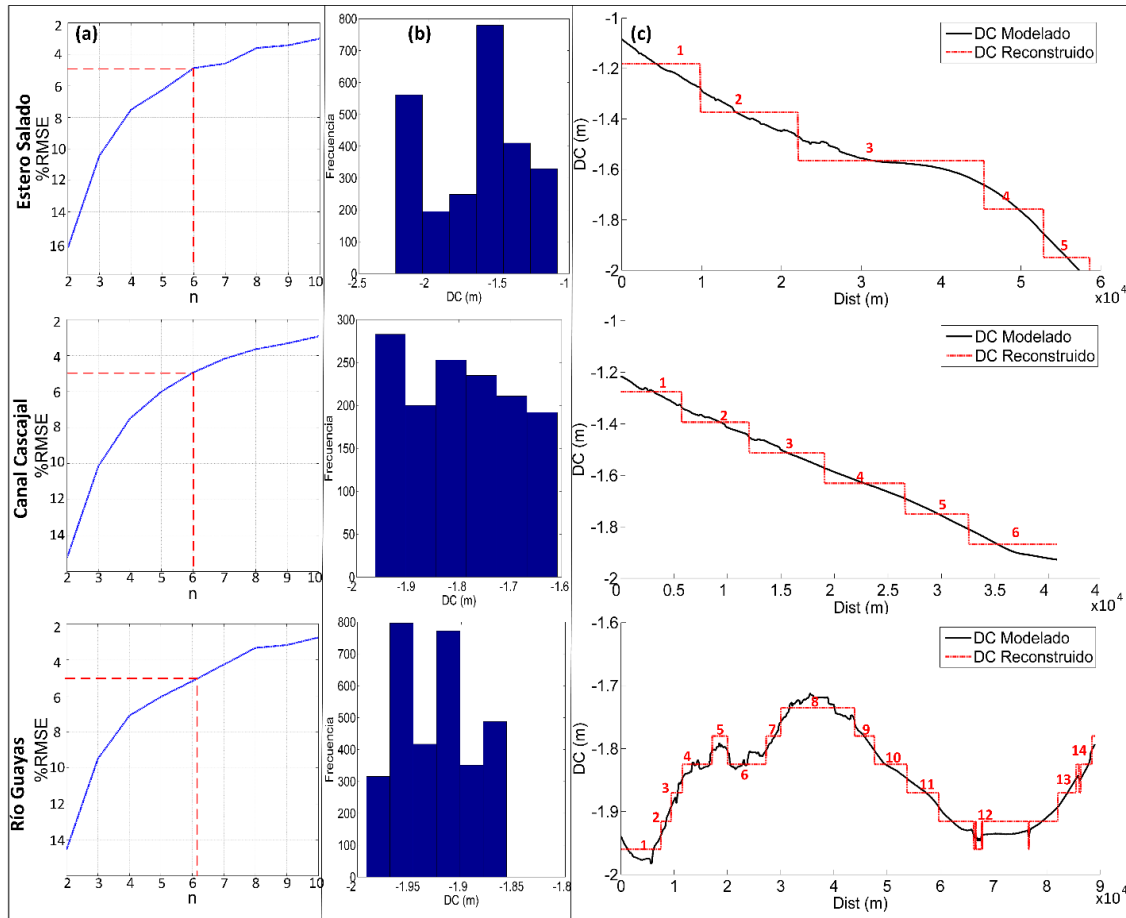


Figura 4.13. Establecimiento de zonificación de mareas: (a) Variación del %RMSE en función del número de grupos de DC de los tres cuerpos de agua; (b) Frecuencia de valores DC en cada grupo de los tres cuerpos de agua; (c) Series reales de DC comparadas con las series reconstruidas de los tres cuerpos de agua.

Los grupos de DC fueron ordenados con el objeto de reproducir el perfil de DC en cada uno de los canales navegables. El resultado de esta operación arrojó que, tanto en el Estero Salado como en el canal de Cascajal, se requieren seis zonas de marea, mientras que en el Río Guayas se requieren ~14 zonas de marea, como se muestra en la Figura 4.13c. Por este motivo, el establecimiento de zonas de mareas para levantamientos hidrográficos de orden especial y de primer orden no es muy adecuado para áreas con características de mareas complejas, debido al esfuerzo logístico que se requiere para instalar una red de mareógrafos que permita la reconstrucción adecuada del DC. Por lo tanto, para este tipo de entorno sería conveniente considerar el uso de LRE.

La Figura 4.14a, 4.14b y 4.14c muestra los perfiles de DC de los canales navegables extraídos de la superficie de DCF y de las superficies obtenidas empleando los métodos de interpolación DIP y SPT entre las estaciones mareográficas.

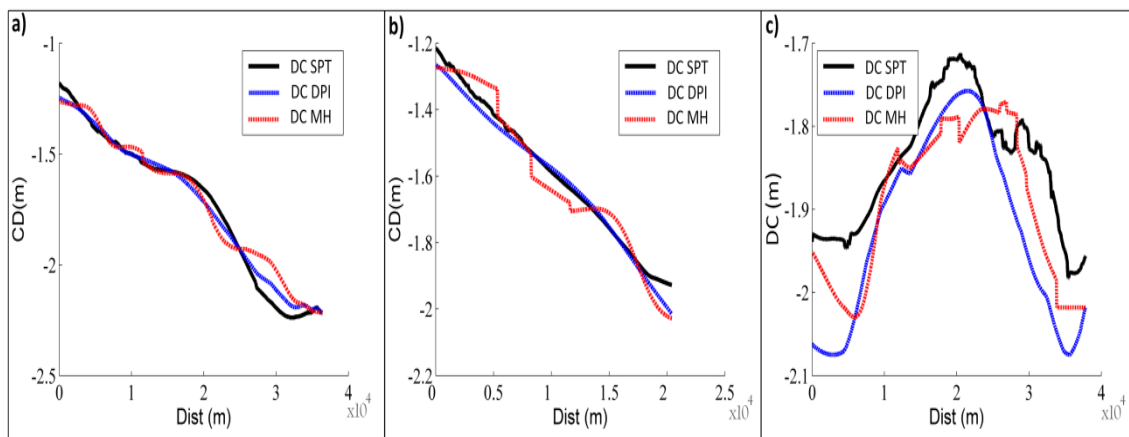


Figura 4.14. Perfiles modelados e interpolados de DC de: (a) Estero Salado; (b) canal de Cascajal; (c) el Río Guayas. SPT: spline en tensión; DPI: distancia inversa ponderada; MH: modelado hidrodinámico.

Tomando como referencia el DC calculado con el modelo hidrodinámico (DC_MH), la Tabla 4.2. muestra las diferencias entre los perfiles de DC. Los valores de %RMSE de los perfiles de DC obtenidos con los métodos de interpolación DPI (DC_DIP) y SPT (CD_SPT) están cerca del 5%, por lo que se puede establecer que, tanto en el Estero Salado como en el canal de Cascajal, los métodos de interpolación dan un buen nivel de fiabilidad. Sin embargo, en el Río Guayas el %RMSE aumenta a 23–33%, con una diferencia máxima entre las superficies de 11–17 cm, lo que reduce el nivel de confiabilidad.

Tabla 4.2. Diferencia entre los perfiles de DC modelados e interpolados en los canales de navegación

Perfiles de DC	Estero Salado			Canal Cascajal			Río Guayas		
	Dif. Max. (m)	Dif. Prom. (m)	%RMSE (m)	Dif. Max. (m)	Dif. Prom. (m)	%RMSE (m)	Dif. Max. (m)	Dif. Prom. (m)	%RMSE (m)
DC_MH-DC_SPT	0.0633	-0.005	4%	0.0876	0.0154	4%	0.1722	0.0751	33%
DC_MH-DC_DIP	0.1053	-0.0184	7%	0.1003	0.01	7%	0.1153	0.0464	23%

En regiones con hidrodinámica complicada, el uso de modelos hidrodinámicos para resolver el problema de la SEP para un levantamiento LRE es lo más apropiado para reducir la incertidumbre vertical. El uso de métodos de interpolación es una opción que debe evaluarse en cada lugar específico. Una vez que se determina un modelo de DC adecuado, las estaciones de marea solo serán necesarias como respaldo para el control de calidad y redundancia.

4.3.6 Evaluación del servicio ecosistémico de agua para la navegación empleando la superficie del datum de la carta

La Figura 4.15. muestra los perfiles DC obtenidos del modelo hidrodinámico, de los canales de navegación en la situación actual y los dos escenarios analizados, y la Tabla 4.3. indica la variación, en metros, entre la situación actual y ambos escenarios.

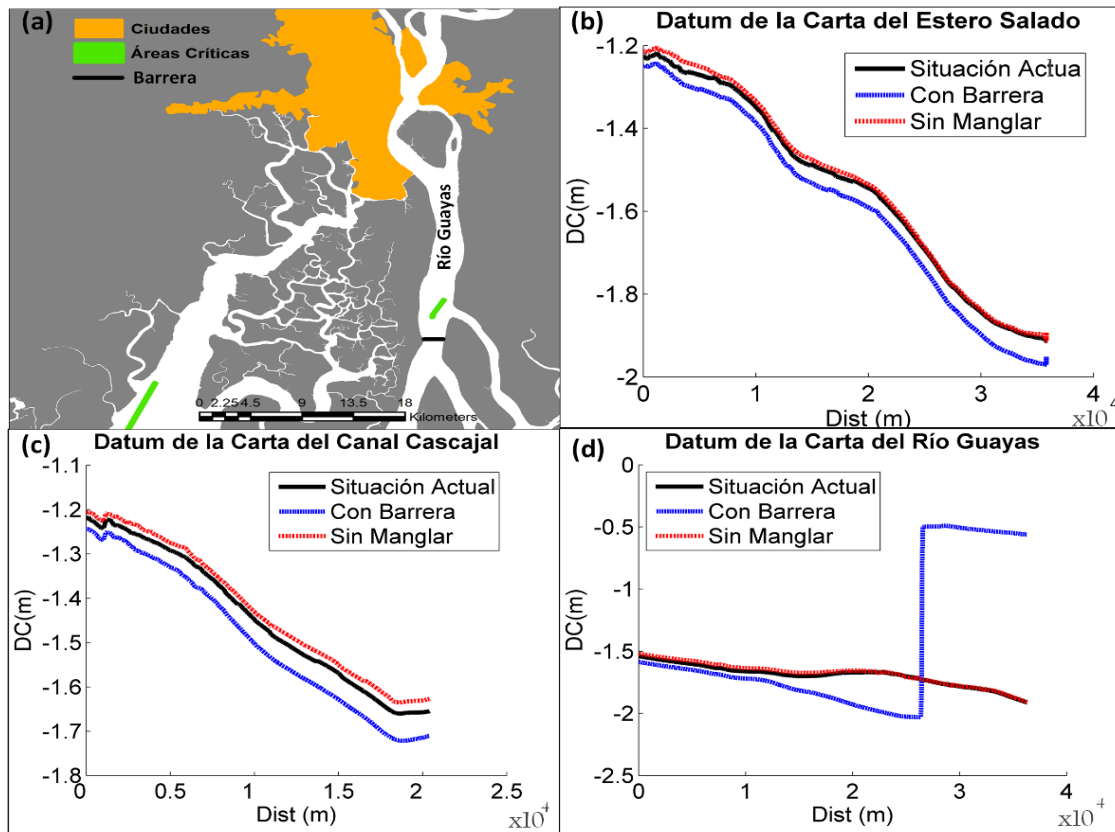


Figura 4.15. Perfiles de DC en diferentes escenarios: (a) Ubicación de la barrera y el área crítica para la navegación; (b) Perfiles del DC en el Estero Salado; (c) Perfiles del DC en el canal de Cascajal; (d) Perfiles de DC del Río Guayas.

Tabla 4.3. Variación del DC bajo diferentes escenarios

Perfiles de DC	Esterio Salado		Canal Cascajal		Río Guayas	
	Dif. Max	Dif. Media	Dif. Max	Dif. Media	Dif. Max	Dif. Media
	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)
Con barrera – Situación actual	-0.0621	-0.0435	-0.0625	-0.0482	1.2800	-0.1430
Sin Manglar– Situación actual	0.0252	0.0111	0.0279	0.0204	0.0278	0.0150

En el Escenario 1, la barrera está situada aguas abajo de la ciudad de Guayaquil, como se muestra en la Figura 4.15a. El DC tiene un comportamiento diferente aguas arriba de la barrera que en

el resto del estuario (Figura 4.15b, 4.15c y 4.15d). Aguas arriba, el DC se eleva un promedio de 1.28 m, por lo que los niveles de marea disminuyen sustancialmente. Aguas abajo de la barrera, se observa el efecto de reflexión producido por ésta (Dias et al., 2013; Díez-Minguito et al., 2012b). El DC inicialmente tiene una considerable profundización de alrededor de 0,33 m y luego se reduce a 0,14 m en el resto del estuario. Por lo tanto, en este escenario podría existir efectos tanto favorables como desfavorables para la navegación en el área de estudio, ya que algunos de los barcos que navegan por estos canales requieren el beneficio de la marea para atravesar las áreas críticas. En los canales ubicados en el Estero Salado y el canal de Cascajal, la navegación se beneficiará del efecto de la barrera, mientras que la navegación en el Río Guayas se verá gravemente afectada, ya que una de las áreas críticas (Barra Norte) se ubica aguas arriba de la barrera, donde se eleva el DC y se reducen los niveles de marea.

En el Escenario 2, cuando los manglares se eliminan del área de estudio, los perfiles del DC se elevan ligeramente a lo largo de todo el sistema estuarino (Figura 4.15b, 4.15c y 4.15d), lo que implica que en este escenario los niveles de agua tienden a disminuir. El rango de variación promedio del DC en los tres canales es de 0.0279 a 0.0111 m. Por lo tanto, la retirada de la cobertura de manglares tendrá poco efecto en el DC.

El principal uso del DC está en la navegación. Los modelos hidrodinámicos permiten construir una superficie de DC continua tanto local como global. Esta información se utiliza para reducir la incertidumbre de un levantamiento hidrográfico y producir una mejor superficie batimétrica como lo es una superficie de navegación. Por ello, la superficie del DC de los modelos hidrodinámicos se puede utilizar para mejorar la seguridad de la navegación. La variación de la posición vertical del DC se puede utilizar como un indicador de la acción antropogénica en el SE de agua para la navegación. Si el DC sube, los niveles de marea se reducen y viceversa.

Otro uso importante está en la delimitación del límite marítimo internacional. Las aguas interiores, el mar territorial y las zonas marítimas se miden desde las líneas de base. La línea de base puede ser normal, recta o una combinación de ambas. La línea de base corresponde a un nivel de baja marea (UNCLOS, 1982). La definición precisa del DC es crucial para establecer la línea de bajamar. La precisión de la referencia vertical depende de la longitud de los registros de mareas y la lejanía del área que se va a delimitar de las estaciones de mareas (IOC et al., 2006), así como de la aplicación de un método adecuado para determinar la forma del DC entre estaciones mareográficas. Una vez que el DC se calcule en el área de estudio, ya sea mediante

un levantamiento geodésico/topográfico o con un levantamiento batimétrico, se puede determinar el nivel de bajamar tanto para líneas de base rectas como normales.

La determinación de la línea de base tiene dos problemas principales. Primero, algunos lugares son de difícil acceso; por lo tanto, no se pueden realizar estudios geodésicos ni batimétricos. Segundo, los países con costas adyacentes u opuestas pueden usar diferentes niveles verticales o DC para establecer sus líneas de base. Esto podría producir discontinuidades en la superficie del DC (IOC et al., 2006).

El uso de modelos hidrodinámicos para establecer el DC ayuda a resolver estos problemas. Se puede usar una cuadrícula de alta resolución adecuada a lo largo de la costa para determinar el DC en cada nodo de la cuadrícula. La línea de base se puede calcular mediante la interpolación de esta información. Así, se puede producir superficies de DC sin fisuras tanto a nivel nacional, como internacional, que facilitarían el intercambio más efectivo de datos verticales para resolver conflictos de delimitación marítima (Robin et al., 2016).

Capítulo 5

Evaluación del servicio ecosistémico de protección contra inundaciones y control de la erosión

5. EVALUACIÓN DEL SERVICIO ECOSISTÉMICO DE PROTECCIÓN CONTRA INUNDACIONES Y CONTROL DE LA EROSIÓN

5.1 Introducción

En las regiones tropicales, los estuarios albergan hábitats muy valiosos como los manglares y los pastos marinos (Hereck, 2011). Estos hábitats proporcionan gran cantidad de servicios o beneficios ecosistémicos, como la protección contra las inundaciones, el control de la erosión, el secuestro de carbono, la provisión de alimentos; y, otros valores económicos y culturales (Narayan et al., 2016). Los manglares, son árboles y arbustos tolerantes a la sal que prosperan en áreas intermareales de costas tropicales y subtropicales relativamente protegidas (Horstman et al., 2013; Song et al., 2011; Willemsen et al., 2016). Esta vegetación tiene una considerable biomasa subterránea (raíces) y aérea (raíces, hojas, ramas y tallos), las cuales interactúan significativamente con los flujos de agua de mareas y ríos (Horstman et al., 2015a).

A pesar del elevado número de servicios que proveen, los manglares son uno de los hábitats más amenazados en el mundo (Karanja y Saito, 2017). Este hábitat ha sufrido una disminución dramática de su área de distribución debido al desarrollo costero, la explotación de los recursos no renovables (p. ej.: la tala y minería), la contaminación, las altas tasas de sedimentación, el aumento del nivel del mar y las alteraciones hidrológicas (Song et al., 2011). Entre las presiones que soportan los manglares, la expansión de las camaroneras es una de las principales amenazas para su integridad (Tenório et al., 2015). Una piscina camaronera es un hábitat artificial ubicado en el área estuarina dentro o cerca de la zona intermareal (Twilley et al., 2001), que proporciona SE como provisión de alimentos y retención de sedimentos (Zapata et al., 2018).

La protección contra inundaciones y el control de la erosión son dos de los SE más afectados por la reducción del bosque de manglar. Este hábitat protege las costas reduciendo el riesgo de inundación y erosión (Burkhard et al., 2012; Losada et al., 2017; Mehvar et al., 2018), ya que este tipo de vegetación actúa como amortiguador contra las inundaciones, reduciendo la exposición de las personas y de los bienes de producción (Karanja y Saito, 2017). Los manglares también favorecen la estabilidad costera al atrapar y estabilizar los sedimentos y el material orgánico con su sistema de raíces, produciendo su acumulación en la superficie y favoreciendo

su expansión hacia el mar (Horstman et al., 2015a; Woodroffe et al., 2016). Así se termina reduciendo indirectamente la exposición hidrodinámica del sustrato (Horstman et al., 2015a).

Para detener la pérdida del CN y garantizar la provisión continua de los SE, se deben tomar decisiones políticas y de gestión mediante el uso de indicadores (Losada et al., 2017). El sistema estuarino ubicado en el interior del GG ha perdido aproximadamente el 24% de la cobertura de los manglares (CLIRSEN y PMRC, 2006) debido al cambio en el uso de la tierra por la expansión de las camaroneras (Twilley, 1989) y el crecimiento de las ciudades (Estrada, 2010). La evaluación de los SE, basada en el criterio de experto, llevada a cabo en este sistema estuarino reflejó la importancia de este hábitat para suministrar los diferentes SE (Zapata et al., 2018).

La mayoría de las evaluaciones del SE de protección contra inundaciones se han llevado a cabo en manglares situados a lo largo de la costa con el objetivo de estudiar la influencia de este hábitat en la reducción de las inundaciones causadas por tsunamis, huracanes y tormentas (Krauss et al., 2009; Menéndez et al., 2018; Narayan et al., 2016; Zhang et al., 2012). Sin embargo, existe poca documentación sobre la valoración de la protección costera en manglares ribereños y de cuenca ubicados en el interior de los estuarios.

En este capítulo, se desarrolló una metodología para evaluar los SE de protección contra inundaciones y control de la erosión en un estuario, a través de indicadores que permiten considerar la capacidad de los manglares para retener sedimentos, prevenir la erosión, y reducir el riesgo de inundación en condiciones climáticas medias y extremas (El Fenómeno de El Niño). Para ello, se han empleado modelos hidrodinámicos y morfológicos que reproducen los flujos de agua a través de la vegetación de los manglares (Deltares, 2014) y determinan la variación espacial de los SE a lo largo del sistema estuarino.

5.2 Metodología

5.2.1 Área de Estudio

El AE se encuentra dentro del GG y cubre al sistema estuarino (compuesto por los subestuarios del Río Guayas, Estero Salado, y los ríos Churute y Taura) (Twilley et al., 2001) con la mayor cantidad de recursos naturales del Ecuador (Montaño y Sanfeliu, 2008). Debido a la disponibilidad de una gran cantidad de CN, dentro del AE se han desarrollado ciudades, puertos, industria, infraestructura, camaroneras, etc. (Castro, 2016; SENPLADES, 2017) (Figura 5.1). En época de lluvias, los caudales de los ríos aumentan, provocando inundaciones a lo largo de la

cuenca alta y baja del Río Guayas (Cucalón, 1989; Stevenson, 1981). Esta situación se agrava cuando se produce el evento climático conocido como El Niño, el cual en el Ecuador generalmente se caracteriza por precipitaciones e inundaciones más fuertes de lo normal (Arteaga et al., 2006).

El bosque de manglar localizado dentro del AE provee una serie de SE, entre los cuales tenemos el de protección contra las inundaciones y control de la erosión. Dentro de los usos humanos que han provocado mayor presión sobre este hábitat están la industria camaronera y la expansión de las ciudades (Chua y Kungvankij, 1990; CLIRSEN y PMRC, 2006; Twilley et al., 1998).

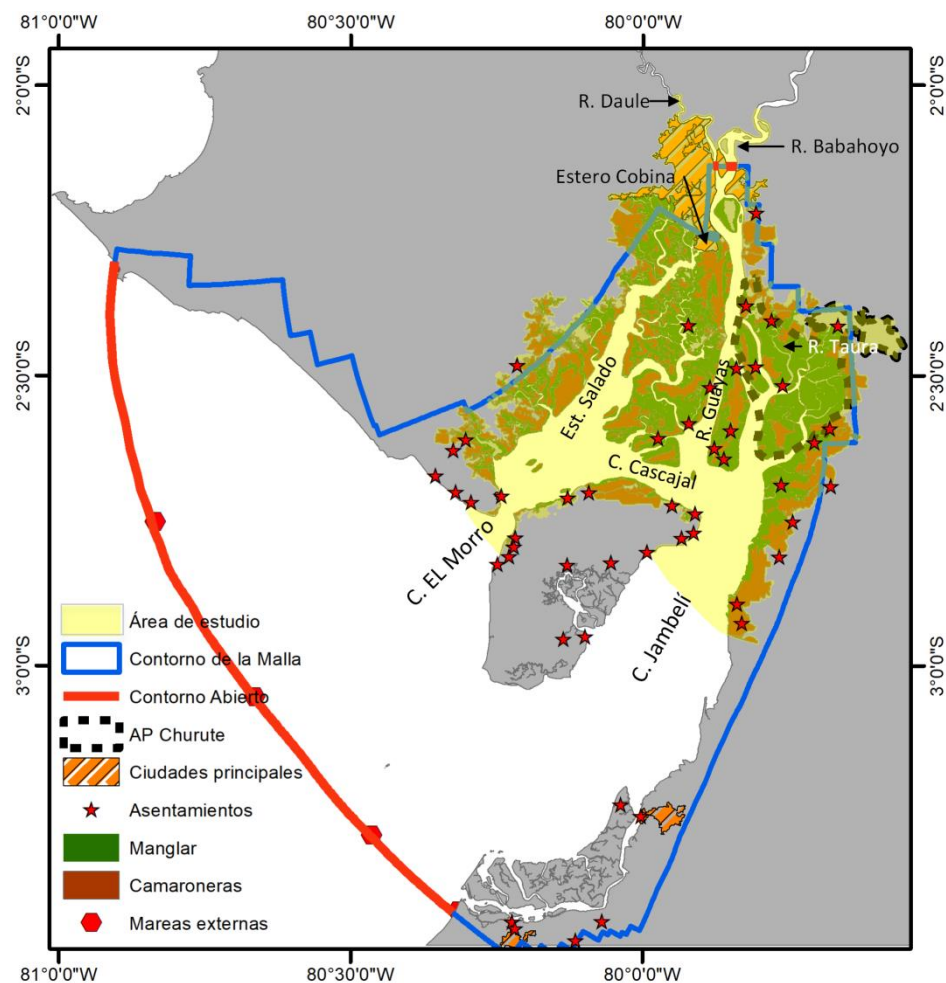


Figura 5.1. Área de estudio.

5.2.2 Enfoque conceptual

En este trabajo, se ha aplicado un esquema en cascada, el cual vincula los sistemas naturales con elementos del bienestar humano, siguiendo un patrón similar a una cadena de producción (Czúcz y Arany, 2010). El modelo se ha adaptado para generar indicadores que permitan evaluar

la reducción de los riesgos de inundación y el control de la erosión. El procedimiento seguido consta de los siguientes pasos (Figura 5.2.):

Primer paso: la estructura biofísica está relacionada con el número y las características de las especies seleccionadas (diversidad biótica) y los componentes del hábitat físico (heterogeneidad abiótica) (Burkhard et al., 2012; La Notte et al., 2017). En el AE, el sistema estuarino y el sistema de manglares son ecosistemas estrechamente vinculados (Twilley et al., 2001). Por lo tanto, el bosque de manglares (ubicación, especies y tipos de bosques de manglar), los aportes fluviales y el régimen de mareas fueron analizados en este paso.

Segundo paso: las funciones de los ecosistemas describen las características funcionales de los mismos que surgen del movimiento de organismos, materiales y energía que conducen a la provisión final de SE (Lamothe y Sutherland, 2018). Saarikoski et al. (2015) establecieron que los SEI son funciones del ecosistema que conllevan importantes contribuciones positivas hacia el bienestar humano a través de vías indirectas. Las interacciones y sinergias entre los SEI conducen a la provisión de beneficios para la sociedad. En la evaluación realizada en el AE basada en la perspectiva del hábitat se identificaron cuatro SEI relacionados con la protección contra inundaciones y el control de la erosión (Zapata et al., 2018):

- 1) Reducción de las corrientes de agua: en hábitats intermareales, el bosque de manglar reduce fuertemente las corrientes de agua (Jacobs et al., 2013). Para representar este SEI se ha empleado la variación de la velocidad de la corriente.
- 2) Disipación de la energía mareal: una energía mareal demasiado alta ejerce un estrés hidrológico continuo en el hábitat, en los servicios de apoyo y en las infraestructuras, principalmente a través de las corrientes de agua (Burling et al., 2003; Jacobs et al., 2013; Uihlein y Magagna, 2016) y el rango de variación del nivel del agua (Blanton, 1969). Por lo tanto, las variaciones del nivel del agua y la velocidad de la corriente representarán a este SEI.
- 3) El almacenamiento del agua de inundación: en situaciones de tormentas o mareas extremas determinados hábitats naturales pueden actuar como sistemas de control de inundaciones (Jacobs et al., 2013). En este caso se utilizará la variación del nivel del agua como indicador de este SEI.
- 4) Regulación de la erosión y sedimentación por mediación biológica: el bosque de manglar puede atrapar y retener sedimentos por su posición en el paisaje (Jacobs et al., 2013). Este SEI estará representado por la variación del nivel del lecho marino.

Para caracterizar los SEI se utilizó un modelo numérico basado en procesos para simular los procesos físicos en el sistema estuarino.

Tercer paso: en este paso se lleva a cabo la derivación de indicadores adecuados para la evaluación de los SEI y sus capacidades para proporcionar los SE. Estos indicadores permiten cuantificar los cambios en las capacidades de suministro de los SE (Burkhard et al., 2012). Finalmente, los resultados del modelo (nivel del agua, velocidad de la corriente, cambio del nivel del lecho) se utilizaron para generar indicadores que permitieron evaluar el control de inundaciones y la erosión.

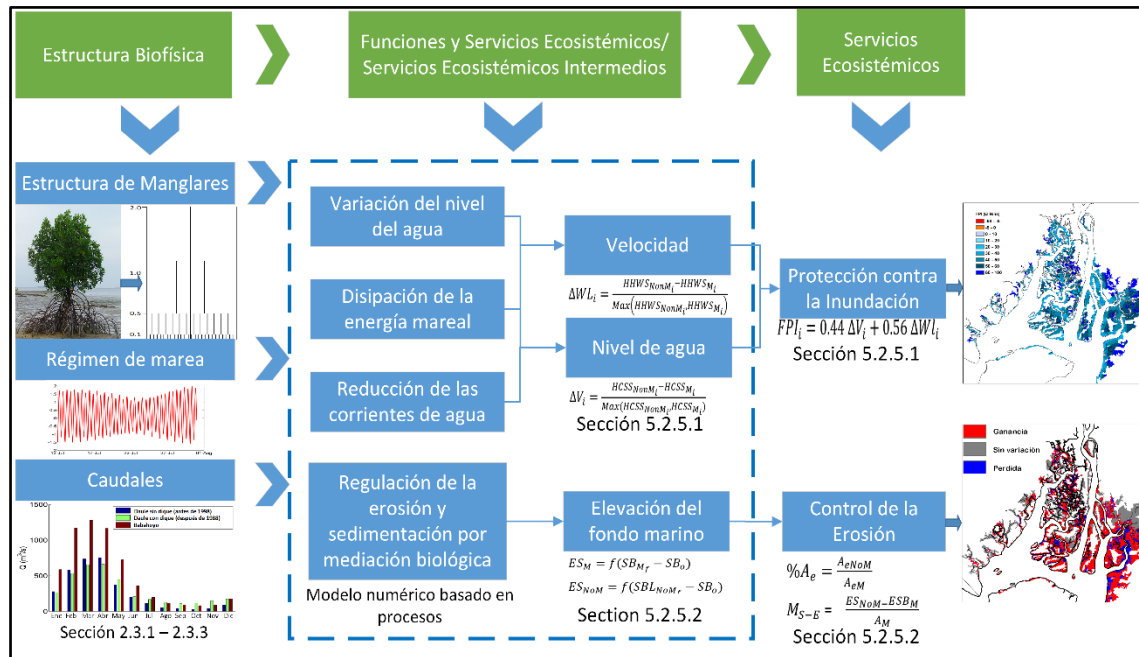


Figura 5.2. Modelo de cascada: Evaluación de los SE protección contra inundaciones y el control de la erosión.

Una vez que se determinó la capacidad de retener sedimentos en el hábitat manglar, se hizo una comparación con la capacidad de atrapar sedimentos del hábitat camaronera. La metodología para determinar esta capacidad se describe en la sección 5.2.6.

5.2.3 Paso 1: Descripción de las estructuras biofísicas

5.2.3.1 Bosques de manglar

El manglar es una comunidad que incluye diferentes especies de árboles, encontrándose en el AE principalmente dos clases de manglares: riberinos (Twilley et al., 1997) y de cuenca. Diversos factores ambientales influyen en la distribución de las especies en el estuario: salinidad del suelo y el agua, nutrientes, dinámica de las mareas, acción de las olas y procesos geomorfológicos

(Hamilton y Lovette, 2015). Las especies dominantes en los bosques de manglar de la zona de estudio son el mangle rojo (*Rhizophora harrisonii* y *mangle*), el mangle negro (*Laguncularia racemose*) y el mangle blanco (*Avicennia germinans*) (INOCAR, 2009; Twilley et al., 2001). Cada una de estas especies tiene estructuras distintas, especialmente en lo que respecta a sus sistemas radiculares.

Para evaluar la protección contra inundación y el control de la erosión fue necesario determinar la estructura y la biomasa de las diferentes especies de mangles en el AE. Para ello, el sistema estuarino se dividió en cuatro áreas y se asignaron aleatoriamente doce puntos de muestreo dentro de los manglares, teniendo en cuenta que fueran accesibles (en automóvil o en bote). La Figura 5.3a. muestra la posición de los puntos de muestreo, las estructuras y los tipos de mediciones realizadas. En las Figuras 5.3b y 5.3c se muestra las mediciones del diámetro a la altura del pecho (DAP) y del diámetro de las raíces. Esta información será empleada para determinar las estructuras de los mangles.

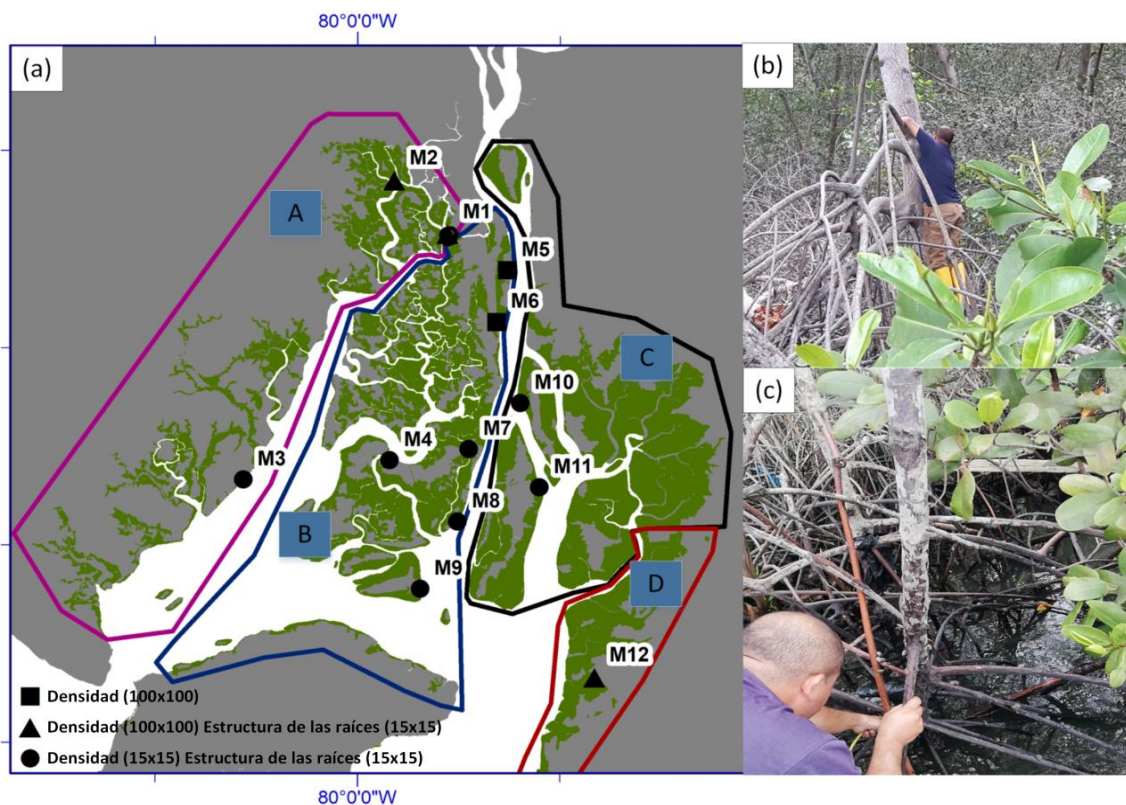


Figura 5.3. Estructura de los manglares: (a) Áreas y puntos de muestreo; (b) Recolección de datos para obtener: el conteo de manglares (densidad), el diámetro a la altura del pecho (DAP) y la altura de los manglares; (c) Recolección de datos para obtener la estructura de la raíz del manglar.

5.2.3.2 Régimen de mareas

Los estuarios interior y exterior están expuestos a mareas semidiurnas (Murray et al., 1975). En el estuario exterior, el rango de marea varía de 1.5 m en mareas muertas a 2.3 m en mareas vivas. En el estuario interior, la amplitud de la marea aumenta gradualmente de 2.5 m a 3.6 m cerca de la ciudad de Guayaquil y el puerto marítimo (INOCAR y DELFT, 1984). La exposición al oleaje es mínima debido a la ubicación protegida del estuario interior. Las olas dentro del estuario consisten en olas de viento generadas localmente con un período de 4 segundos o menos y una altura generalmente menor de 0.5 m (INOCAR y DELFT, 1984). Este sistema estuarino es un sistema dominado por las mareas y con un marcado gradiente de salinidad desde el área costera hasta la ciudad de Guayaquil (Pozo et al., 2012; Reynaud et al., 2018).

5.2.3.3 Aportes fluviales

El principal aporte de agua dulce en el GG es el Río Guayas, que se forma en la confluencia de los ríos Daule y Babahoyo (Castro, 2009). Los datos promedios de los caudales diarios y mensuales de los ríos se obtuvieron a partir de la información hidrológica del Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (INAMHI). La serie temporal de la descarga del río Daule se dividió en dos períodos: antes y después de la construcción de la presa Daule-Peripa en 1988, para tener en cuenta el efecto de la construcción de la represa sobre la serie de caudales.

Los caudales, promedio diario y mensual, de los ríos Daule y Babahoyo se representan en la Figura 2.9a y 2.9b, respectivamente. El Niño es un evento climático severo y poco predecible. En el AE, dos períodos de fuertes precipitaciones e inundaciones (1982–1983 y 1997–1998) corresponden a dos de los eventos de El Niño más extremos registrados (Arteaga et al., 2006; Morán-Tejeda et al., 2016). En la Figura 2.9b se representan las descargas de los ríos Daule y Babahoyo durante el evento El Niño 1997-1998.

Combinando los caudales de los ríos Daule y Babahoyo, el Río Guayas recibe los mayores caudales desde el mes de enero hasta abril para posteriormente ir disminuyendo. Después de la construcción de la represa Daule-Peripa, los caudales del río Daule fueron regulados, disminuyendo los picos de caudales que se dan en el mes de marzo y aumentando los caudales durante la época seca, desde mayo hasta noviembre.

5.2.4 Paso 2: Modelado de los procesos y funciones

Para modelar la hidrodinámica se empleó el modelo de procesos de código abierto Delft3D-FLOW, descrito en la sección 4.2.2.1. Para el modelado de la morfología se empleó el módulo MOR, el cual calcula el transporte de sedimentos (suspendidos y la carga total de fondo), así como los cambios morfológicos para un número arbitrario de fracciones cohesivas y no cohesivas. Este módulo integra los efectos de las olas, las corrientes y el transporte de sedimentos, y está diseñado para simular el comportamiento morfológico de ríos, estuarios y costas en escalas de tiempo de días a años (Deltares, 2014).

5.2.4.1 Descripción general del modelo

El transporte y la sedimentación de los sólidos en superficie se calculan simultáneamente con la hidrodinámica, facilitando la retroalimentación directa entre la hidro y la morfodinámica (Lesser et al., 2004). La interacción de la vegetación con la hidrodinámica ha recibido una atención creciente debido a su influencia en la calidad del agua en los lagos y en los desarrollos morfológicos en las marismas (Delft Hydraulics, 1998). La vegetación produce una reducción en la velocidad de la corriente, una redirección o incluso un efecto de bloqueo de la corriente y la disipación de la energía de las olas y de las mareas. Como resultado de estos procesos, la vegetación intensifica la sedimentación en las áreas donde está presente (Houwing et al., 2002).

Delft Hydraulics formuló y desarrolló una ecuación de momento vertical unidimensional (1DV) y de cierre de turbulencia que simula los efectos de la vegetación representada como una colección de cilindros verticales rígidos (Winterwerp y Uittenbogaard, 1997). Estos procedimientos se implementaron en Delft3D como el modelo de punto direccional (MPD) (Horstman et al., 2015a). Este módulo se usó para estimar la sedimentación en la zona de manglar.

La influencia de la vegetación en las ecuaciones de movimiento viene dada por la distribución vertical de la fuerza de fricción causada por elementos cilíndricos en un flujo oblicuo:

$$F(z) = \frac{1}{2} \rho_o C_D D(z) |n(z)| |u(z)| u(z) \quad (5.1)$$

Donde ρ_o es la densidad del agua [kg/m^3]; C_D representa el coeficiente de resistencia de la planta [-]; n indica el número de elementos vegetales por unidad de área [m^2] con diámetro D [m]; y $u(z)$ es el perfil de velocidad horizontal [m/s]. El número y el diámetro de los elementos de la

vegetación pueden ser dependientes de la profundidad siendo el principal parámetro de entrada para esta formulación la geometría de la planta (Deltares, 2014; Horstman et al., 2013, 2015a).

En el modelo MPD, la obstrucción del intercambio de momento y turbulencia son funciones de la vegetación y la porosidad. El área de la sección transversal de la vegetación por unidad de área es la porosidad de la vegetación (Deltares, 2014; Horstman et al., 2013, 2015a) (ecuaciones 5.2 y 5.3).

$$A_p(z) = \frac{1}{4}\pi D(Z)^2 n(z) \quad (5.2)$$

$$A_r = (1 - A_p(z)) \quad (5.3)$$

Donde, A_r representa la porosidad de la vegetación y A_p es el área transversal horizontal de la planta. Los efectos de la vegetación se incorporan en la ecuación de impulso a través de la viscosidad de remolino ν [m^2/s], que se resuelve con la ecuación de cierre de turbulencia $k - \epsilon$. Este cierre está adaptado para tener en cuenta 1) la generación y disipación de la turbulencia inducida por la vegetación 2) el área horizontal reducida para la difusión turbulenta (Horstman et al., 2015a; Uittenbogaard, 2003).

Este modelo también se puede usar para cálculos 2DH (Deltares, 2014); especialmente, si toda la vegetación se encuentra parcialmente sumergida. El modelado 2D es computacionalmente menos costoso que el 3D y también ofrece resultados realistas y precisos (Broekema, 2013). La parte superior y media del estuario del Guayas es un estuario parcialmente mezclado y el resto del sistema estuarino está bien mezclado (Barrera, 2016; INOCAR y DELFT, 1984; Murray et al., 1975; Twilley et al., 2001). Por este motivo, el modelo bidimensional (promediado en profundidad, 2DH) de Delft3D-FLOW se utilizó para modelar la sedimentación y la erosión.

El transporte de sedimentos cohesivos y no cohesivos, la erosión y la sedimentación se manejan por separado en Delft3D. Cualquier fracción de sedimento $\leq 64 \mu m$ de diámetro se considera sedimento cohesivo en el modelo, mientras que las partículas $> 64 \mu m$ de diámetro son no cohesivas. El sedimento cohesivo solo se transporta en suspensión, mientras que el sedimento no cohesivo se transporta como carga suspendida y/o carga en el lecho (Caldwell y Edmonds, 2014; Deltares, 2014).

El transporte de sedimento suspendido (tanto cohesivo como no cohesivo) se calcula resolviendo la versión promediada en profundidad de la ecuación de advección-difusión tridimensional:

$$\frac{\partial c^{(l)}}{\partial t} + \frac{\partial uc^{(l)}}{\partial x} + \frac{\partial vc^{(l)}}{\partial y} + \frac{\partial (w - w_s^{(l)})c^{(l)}}{\partial z} - \frac{\partial}{\partial x} \left(\varepsilon_{s,x}^{(l)} \frac{\partial c^{(l)}}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left(\varepsilon_{s,y}^{(l)} \frac{\partial c^{(l)}}{\partial y} \right) - \frac{\partial}{\partial z} \left(\varepsilon_{s,z}^{(l)} \frac{\partial c^{(l)}}{\partial z} \right) = 0 \quad (5.4)$$

Donde, $c^{(l)}$ es la concentración de la fracción de masa de sedimento (l) [kg/m^3]; u, v, w son las velocidades de fluido según los ejes x, y, z , respectivamente [m/s]; $\varepsilon_{s,x}^{(l)}, \varepsilon_{s,y}^{(l)}, \varepsilon_{s,z}^{(l)}$ son las difusividades direccionales de remolino de la fracción de sedimento (l) [m^2/s]; $w_s^{(l)}$ es la velocidad de sedimentación de la fracción de sedimento (l) (Deltares, 2014).

Para el transporte de sedimentos no cohesivos se utilizó el enfoque de Van Rijn (1993). Esta aproximación distingue entre el transporte de sedimentos por debajo de la altura de referencia, que se trata como transporte de carga de lecho, y el transporte por encima de la altura de referencia, que se trata como carga suspendida. El intercambio de sedimento suspendido no cohesivo con el lecho se calcula como un flujo erosivo producto de la difusión turbulenta vertical hacia arriba y al flujo deposicional por la sedimentación (Caldwell y Edmonds, 2014).

El sedimento cohesivo está sujeto a esfuerzos críticos de corte definidos por el usuario para la erosión y la sedimentación (Deltares, 2014). Las tasas de erosión (E_r) y las tasas de sedimentación (D_r) [$\text{kg}/\text{m}^2/\text{s}$] del sedimento cohesivo se calculan con las ecuaciones de Partheniades-Kron (Partheniades, 1965):

$$D_r = W_s C_b \left(1 - \frac{\tau_b}{\tau_{cr,d}} \right) \quad \text{cuando } \tau_b < \tau_{cr,d}; \text{ sino } D_r = 0 \quad (5.5)$$

$$E_r = M_n \left(\frac{\tau_b}{\tau_{cr,e}} - 1 \right) \quad \text{cuando } \tau_b > \tau_{cr,e}; \text{ sino } E_r = 0 \quad (5.6)$$

Donde C_b es la concentración del sedimento cerca del lecho [kg / m^3]; τ_b es la tensión de corte en el fondo [N/m^2] proporcionado por el módulo hidrodinámico; $\tau_{cr,d}$ y $\tau_{cr,e}$ son tensiones críticas de corte definidas por el usuario para la erosión y la sedimentación respectivamente [N/m^2]; y M_n representa al parámetro de erosión definido por el usuario [$\text{kg}/\text{m}^2/\text{s}$]. Estos flujos se aplican luego como términos de fuente y sumidero y el nivel del lecho se actualiza en consecuencia.

5.2.4.2 Configuración del modelo

a. Condiciones del contorno

La malla estructurada y curvilínea, y las condiciones de contorno empleadas en este modelado fueron descritas en la sección 4.2.2.2. Los valores de la concentración de sedimentos en suspensión (CSS), para los sedimentos cohesivos y no cohesivos, en las condiciones de contorno ubicadas en los ríos Daule y Babahoyo, se establecieron a partir de una estimación realizada por

el Cuerpo de Ingenieros del Ejército de los Estados Unidos (USACE, 2005), de 0.57 kg/m^3 de arena y 0.141 kg/m^3 de limo en el río Daule; y 0.195 kg/m^3 de arena y 0.049 kg/m^3 de limo en el río Babahoyo.

b. Composición del lecho y disponibilidad de sedimentos

Los datos de la composición del lecho y las características del tamaño del sedimento se han obtenido de los estudios desarrollados por INOCAR (2009) y CONSULSUA & GEOSTUDIOS (2011), realizados a partir de la recolección de 60 y 42 muestras de sedimento del fondo, respectivamente. El informe de CONSULSUA & GEOSTUDIOS indica que las muestras de arcilla limosa mal clasificadas predominan en el Estero Salado, mientras que INOCAR determinó que la arena predomina en el río Guayas. En la estación seca, CONSULSUA & GEOSTUDIOS recolectaron 11 muestras de hasta 2 m y 5 cores de hasta 20 m en el Estero Salado. Del análisis del D_{50} de estas muestras se seleccionaron dos tipos de fracciones de sedimentos para este estudio. El primero se seleccionó para describir los sedimentos no cohesivos (grava y arena) $D_{50} = 200 \mu\text{m}$ y el segundo, para representar los sedimentos cohesivos (limo y arcilla) $D_{50} = 18 \mu\text{m}$. La Figura 5.4. muestra la distribución espacial de los sedimentos de la primera capa de las fracciones de sedimentos cuya profundidad va de 0 a 0.5 m.

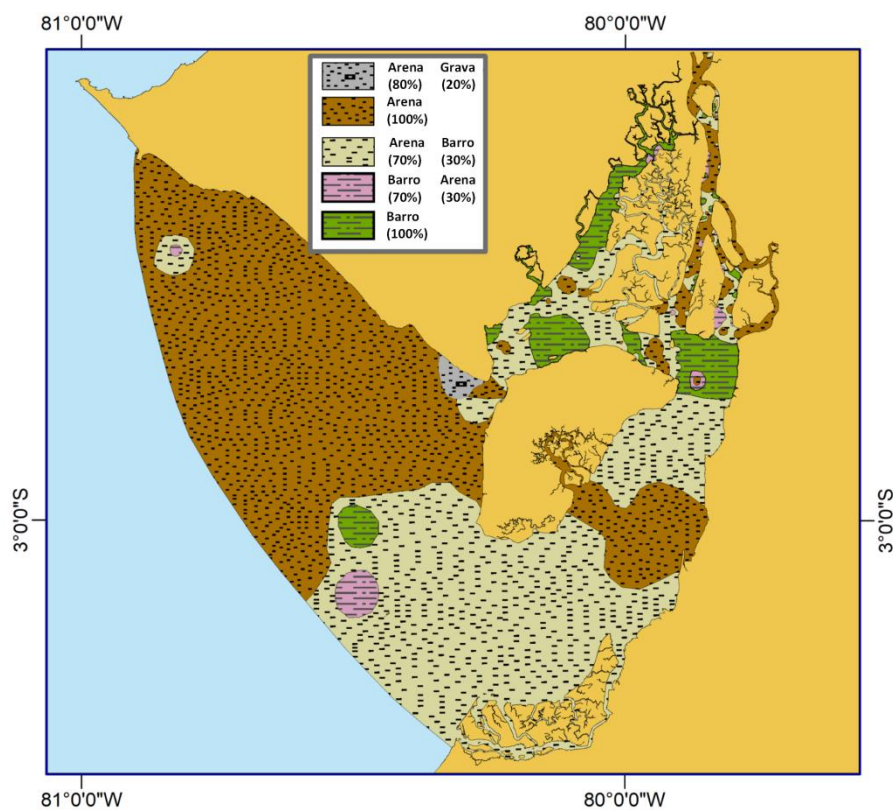


Figura 5.4. Composición de la primera capa del fondo marino

El módulo morfológico de Delft3D actualmente implementa modelos de composición de dos lechos, un lecho uniformemente mezclado (una capa de sedimento) y una estratigrafía del lecho en capas (múltiples capas de sedimento). La información de la fracción de sedimento se utilizó para configurar el modelo de estratigrafía del lecho en capas. Este modelo se divide en tres partes principales: la capa de transporte, las capas subyacentes y la capa base (Deltares, 2014; Moerman, 2011). Por lo tanto, el número total de capas es $2+NC$ capas, donde NC es el número de capas subyacentes definidas por el usuario, y las otras dos capas representan la capa de transporte y la capa base (Moerman, 2011), para este análisis se adoptó el valor de $N = 4$.

Para los sedimentos no cohesivos, la velocidad de caída de sedimento de las fracciones de sedimentos ($w_s^{(l)}$) se calcula según el método de Van Rijn (1993) dependiendo del diámetro del sedimento suspendido. La velocidad de sedimentación del sedimento cohesivo en aguas de mareas poco profundas generalmente varía entre 0.1 y 1 mm/s (Wolanski et al., 2014). En este estudio se estimó una velocidad de sedimentación de 0.334 mm/s con la ecuación 5.7 (Giardino et al., 2017):

$$w_s = \left(1 - \frac{c}{c_{gel}}\right)^5 * \left[4 + \log\left(\frac{c}{c_{bed}}\right)\right]^\alpha * \left[(s - 1)g \frac{d_{50}^2}{(18\nu)}\right] \text{ para cohesivos } c_{bed} > 0.000016 \text{ y } < 0.000032 \text{m} \quad (5.7)$$

Donde c es la concentración de sedimentos en suspensión; $\alpha = \frac{d_{sand}}{d_{50}} - 1$; c_{bed} es la concentración de sedimentos en la capa superior del fondo; $c_{gel} = 0.6 \left(\frac{d_{50}}{d_{sand}}\right) \rho_s$; s es la densidad relativa ρ_s/ρ ; ρ_s es la densidad del sedimento; ρ es la densidad del fluido; d_{50} es el tamaño medio del sedimento; d_{sand} es 0.000062m.

c. Generación del modelo de elevación digital

Para el modelado se empleó el MDE descrito en la sección 4.2.2.2 (Figura 5.5a). Los manglares se limitan generalmente a un rango de elevación estrecho dentro del rango de la marea (Woodroffe et al., 2016). Para ajustar el MDE en la zona de manglares se siguieron dos pasos:

- Primero, la información para ajustar el MDE se obtuvo de una nivelación geométrica en la isla Trinitaria realizada por la Autoridad Portuaria de Guayaquil con una autorización especial del Ministerio del Medio Ambiente para establecer caminos a través de la zona de manglares (Jymca y Geoestudios, 2016) (Figura 5.5b. y 5.5c). Otros cuatro perfiles se nivelaron en diferentes áreas del sistema estuarino. Debido a la restricción para establecer caminos a través de la zona de manglares y la alta densidad de los manglares,

se utilizó la nivelación RTK-GPS en estos perfiles. La nivelación se llevó a cabo desde el cuerpo de agua hasta el comienzo de la zona de manglares (Figura 5.5d).

La Figura 5.5c muestra que las elevaciones de los tres perfiles obtenidos por nivelación geométrica son más bajas que las elevaciones de los perfiles extraídos del MDE. La diferencia promedio entre estos perfiles es de 0.59 m. En los otros cuatro perfiles, se midió la altura hasta el comienzo de la zona de manglar para determinar la diferencia entre la elevación del GPS con las alturas del MDE. La diferencia promedio entre estos perfiles es de 0.57 m. La diferencia promedio total entre el MDE y las alturas obtenidas de la nivelación geométrica y GPS es de 0.58 m. Este valor se utilizó para ajustar todo el MDE en la zona de manglar.

- Segundo, en la malla del modelo se realizó una reducción de la elevación dentro de la zona de manglar, en aquellos nodos cuyos valores de elevación eran más altos que el nivel promedio de mareas vivas de los mareógrafos más cercanos.

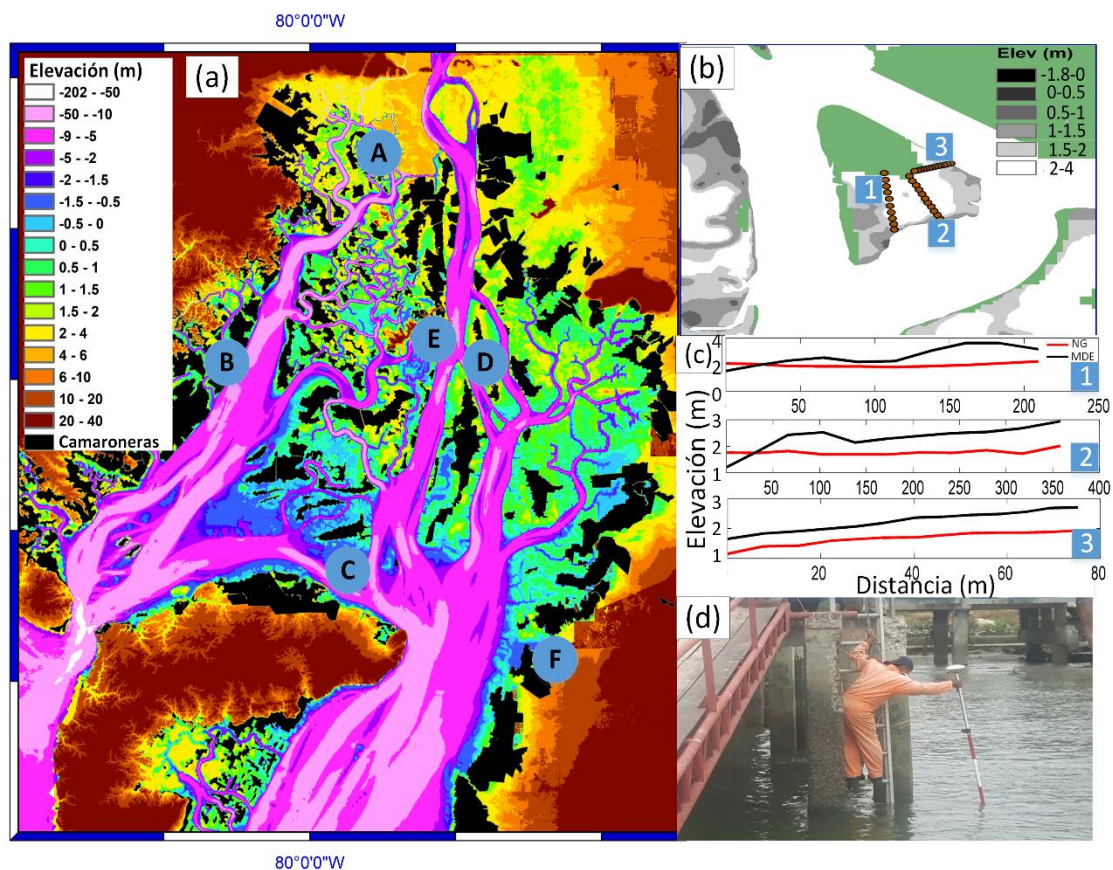


Figura 5.5. MDE del Área de Estudio: (a) Elevaciones y ubicación de las estaciones de nivelación; (b) Ubicación de los perfiles de nivelación en la isla Trinitaria; (c) Perfiles obtenidos por nivelación geométrica (líneas rojas) y perfiles extraídos del MDE (líneas negras); (d) Nivelación GPS-RTK.

5.2.4.3 6 Calibración y validación de los modelos hidrodinámico y morfológico

La implementación previa del modelo hidrodinámico para este sistema estuarino (Zapata et al., 2019) se utilizó como base para el proceso de calibración. Para calibrar el modelo morfológico se utilizaron dos superficies batimétricas del Río Guayas (07/2008 y 11/2009). La coincidencia entre la superficie observada (11/2009) y la superficie modelada se monitoreó con 16 perfiles morfológicos (PM) ubicados a lo largo del Río Guayas (Figura 5.6.).

En el modelo morfológico para el sedimento no cohesivo, se usaron los valores predeterminados para la densidad seca de fondo y la densidad específica de 1,600 y 2,650 (valores típicos de la arena) kg/m^3 , respectivamente.

Para los sedimentos cohesivos, la densidad seca de fondo promedio se obtuvo en el laboratorio a partir de 8 muestras, siendo $\rho_{dry} = 1,237 \text{ kg/m}^3$. La tensión crítica de corte del lecho para la sedimentación se estableció como 1.10^3 N/m^2 (Willemsen et al., 2016) y la tensión crítica de corte del lecho para la erosión como 0.17 N/m^2 . Este valor se estimó en base al valor de la tensión crítica del lecho para iniciar el movimiento del sedimento cohesivo (Giardino et al., 2017) (ecuaciones 5.8 a 5.10).

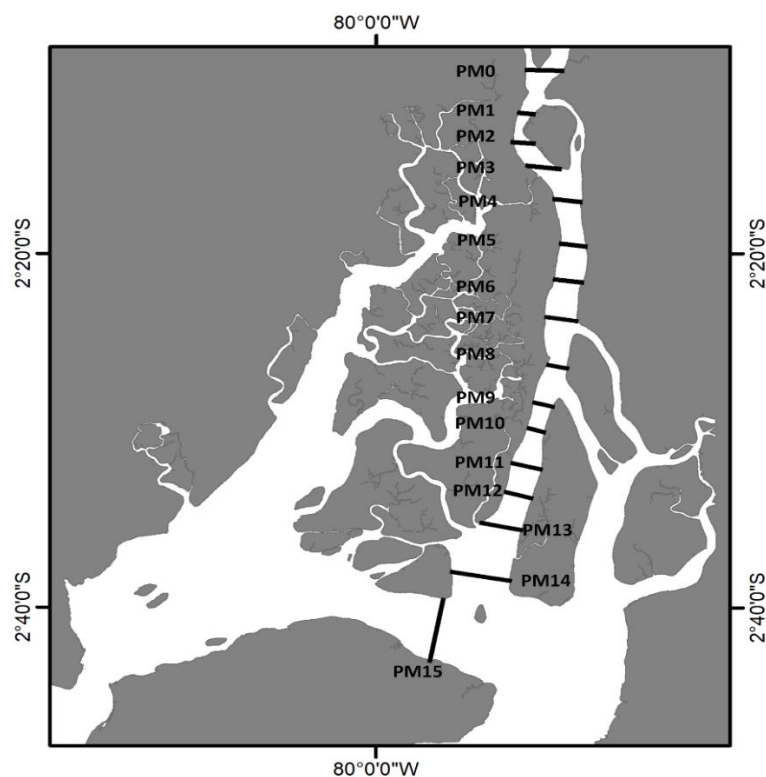


Figura 5.6. Perfiles de monitoreo de la sedimentación.

$$\tau_{b,cr} = [\theta_{cr,shields}(\rho_s - \rho)gd_{50}] k_{lateral\ slope} k_{longitudinal\ slope} \left(1 + \frac{P_{mud}}{100}\right)^3 \quad (5.8)$$

$$\theta_{cr,shields} = \frac{0.3}{(1+1.2D_*)} + 0.055 \exp(1 - 0.02D_*) \quad (5.9)$$

$$D_* = d_{50}[(s - 1)g/\nu^2]^{1/3} \quad (5.10)$$

Donde ν es la viscosidad cinemática del agua $10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$, $\theta_{cr,shields}$ es parámetro critico de Shields, D_* es el parámetro de la partícula, $\tau_{b,cr}$ es la tensión critica de fondo y P_{mud} es el porcentaje de sedimento cohesivo. Para determinar la sedimentación en las zonas de manglares, en mayo de 2016 y en mayo de 2017 se realizaron nivelaciones trigonométricas en la estación M12 (Figura 5.3).

5.2.5 Paso 3: Evaluación de los servicios ecosistémicos de protección contra inundaciones y control de la erosión

El modelo numérico basado en procesos se usó para simular el nivel del agua, la velocidad de la corriente y el nivel del lecho bajo condiciones promedio y el evento de El Niño 1997. Cada escenario se modeló con y sin manglares, situación en la cual, una vez que se elimina la vegetación de manglar, el área se convierte en llanos limosos. Los resultados obtenidos del modelado se utilizaron para evaluar los SE.

5.2.5.1 Evaluación de la protección contra inundación

La variación (con y sin manglar) del nivel del agua y de la velocidad de inundación, en los diferentes escenarios planteados, se estima con los resultados del modelo numérico basado en procesos. Los índices de cambio del nivel del agua (ΔWL_i) y de la velocidad de la corriente (ΔV_i) en cada nodo i de la malla se calculan con las ecuaciones 5.11 y 5.12, respectivamente, en cada escenario.

$$\Delta WL_i = \frac{HHWS_{M_i} - HHWS_{NonM_i}}{\max(HHWS_{M_i}, HHWS_{NonM_i})} \quad \{\Delta WL_i = 1 \quad HHWS_{NonM_i} > 0 \text{ and } HHWS_{M_i} = 0\} \quad (5.11)$$

$$\Delta V_i = \frac{HCSS_{M_i} - HCSS_{NonM_i}}{\max(HCSS_{M_i}, HCSS_{NonM_i})} \quad \{\Delta V_i = 1 \quad HCSS_{NonM_i} > 0 \text{ and } HCSS_{M_i} = 0\} \quad (5.12)$$

Donde $HHWS_{M_i}$ y $HHWS_{NonM_i}$ son los niveles más altos de mareas durante las mareas vivas, en el mes de marzo, de la celda i con y sin cobertura de manglar, respectivamente. $HCSS_{M_i}$ y $HCSS_{NonM_i}$ representan el valor de la velocidad máxima de la corriente de marea durante un ciclo de marea viva en el mes de marzo de la celda i , con y sin cobertura de manglar. ΔWL_i y ΔV_i varían entre -1 y 1. Los valores negativos indican que el bosque de manglar produce un

incremento en el nivel del agua o en la velocidad de la corriente, mientras que los valores positivos indican lo contrario.

La contribución de cada celda a la protección contra inundaciones (FPI_i , índice de protección contra inundaciones en cada nodo i) se calcula con la combinación de los dos criterios (ΔWL_i y ΔV_i), aunque con diferentes pesos. Para determinar estos pesos se entrevistó a seis personas (productores de camarón, comuneros y cangrejeros) que valoraron la importancia relativa de cada criterio sobre una escala de cinco (Ananda y Herath, 2003): 1) Igualmente preferido (1); 2) Preferencia débil (3); 3) Preferencia moderada (5); Preferencia fuerte (7); Preferencia absoluta (9). Los datos de comparación por pares se analizaron con la técnica de autovalor. En esta técnica, las matrices recíprocas de la comparación por pares se construyen para obtener el peso de los criterios en cada encuesta. Las evaluaciones de las partes interesadas se promediaron para obtener el peso final de los criterios (ecuación 5.13).

$$FPI_i = 0.44 \Delta V_i + 0.56 \Delta WL_i \quad (5.13)$$

Los valores positivos de FPI_i indican que la combinación del ΔWL_i y el ΔV_i produce un beneficio, mientras que los valores negativos indican lo contrario. Los FPI_i se clasificaron en bajo, medio o alto en función de su distribución estadística (es decir, los umbrales entre estas clases son los percentiles 33 y 66). Finalmente, el FPI total se calcula con la ecuación 5.14.

$$FPI = \sum_{i=1}^n FPI_i \quad (5.14)$$

5.2.5.2 Evaluación del control de la erosión

El modelo morfológico se utilizó para simular la sedimentación y la erosión debido a la acción de la marea durante un año bajo diferentes escenarios. La variación de la extensión del área erosionada se estimó con la ecuación 5.15, donde A_{eNoM} es el área erosionada sin manglar y A_{eM} el área erosionada con manglar. El balance de sedimentación y erosión se calculó con un proceso de tres pasos: primero, se determinó la sedimentación y erosión con manglares (ES_M) comparando el lecho marino inicial (SB_o) y el lecho marino final con manglar (SB_{M_f}) utilizando la ecuación 5.16. Segundo, la sedimentación y erosión sin manglar (ES_{NoM}) se calculó comparando del lecho marino inicial y el lecho marino final sin manglar (SB_{NoM_f}) utilizando la ecuación 5.17. Tercero, el sedimento suministrado o retenido en la zona de manglar (M_{S-E}) por hectárea se determinó a partir de la diferencia entre la sedimentación y la erosión con y sin manglar dividida por el área del bosque de manglar con la ecuación 5.18.

$$\%A_e = \frac{A_{eNoM}}{A_{eM}} \quad (5.15)$$

$$ES_M = f(SB_{M_f} - SB_o) \quad (5.16)$$

$$ES_{NoM} = f(SBL_{NoM_f} - SB_o) \quad (5.17)$$

$$M_{S-E} = \frac{ES_{NoM} - ES_M}{A_M} \quad (5.18)$$

5.2.6 Análisis del compromiso entre las camaroneras y los manglares

La evaluación de los SE llevada a cabo en el capítulo 3 determinó que la expansión de las camaroneras produce un incremento en la acumulación de los sedimentos en las piscinas camaroneras, que luego se deben remover y utilizar para reforzar sus paredes. Por lo tanto, la regulación de los SE de sedimentación y erosión por los cuerpos de agua aumenta dentro de este hábitat (Zapata et al., 2018). Es decir, el incremento de las camaroneras sobre áreas de manglar promueve el SE de retención de sedimentos, aunque reduce la capacidad del bosque de manglar para ofertar el mismo servicio.

Debido a que el ancho de los arroyos que suministran agua a las camaroneras es de dos a tres metros, no se pudo usar la malla del modelo hidrodinámico para modelar la sedimentación de los sólidos en suspensión en las piscinas. Por tal motivo, se llevaron a cabo mediciones directas del volumen de agua y la CSS en una piscina de camarones semi-intensiva (el tipo de camaronera más común) durante las tres etapas de un ciclo de cultivo (llenado de estanques, mantenimiento y drenaje de estanques) para estimar la sedimentación.

Las estaciones de bombeo, los canales, el tanque de sedimentación (reservorios) y las piscinas camaroneras establecen un diseño típico de la camaronera (Cuéllar et al., 2010) (Figura 5.7a). Para determinar la sedimentación en una piscina camaronera, se usó una granja de camarones semi-intensiva, ubicada cerca de la estación M12 (Figura 5.3).

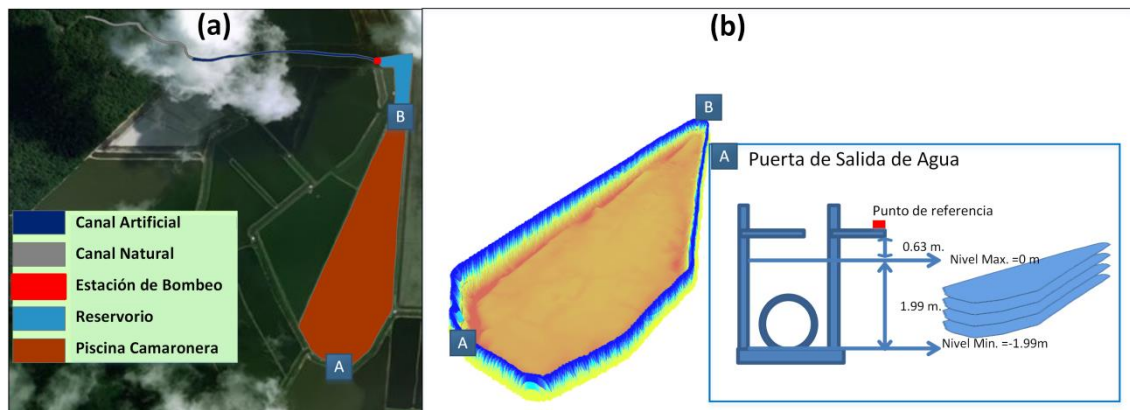


Figura 5.7. Camaronera: (a) Diseño de una camaronera; (b) MDE de una piscina camaronera con el esquema de la puerta de salida de agua (punto A) y la ubicación de la puerta de entrada (punto B).

Se realizó un levantamiento batimétrico y topográfico para determinar la topografía de una piscina camaronera. Con el resultado de estas mediciones, se estableció un punto de referencia en la puerta de salida de agua (punto A de la Figura 5.7b) para calcular el volumen que circula en la piscina. La herramienta Surface Volumen de ArcGIS se utilizó para calcular los volúmenes de agua a diferentes niveles.

La concentración de sedimentos en el agua salada se monitoreó durante las tres fases de un ciclo de cultivo de camarón:

1. Llenado de las piscinas: el proceso de llenado es lento y bajo estricta supervisión para garantizar un buen filtrado del agua entrante (Cuéllar et al., 2010). Los motores diésel se utilizan para bombear agua del estuario a estanques individuales durante las mareas vivas (Twilley et al., 1999). Esta etapa duró alrededor de 8 mareas vivas (cuatro días). Durante el llenado del estanque, se recolectaron muestras de agua tanto en la estación de bombeo como en la puerta de entrada de agua.
2. Mantenimiento de los niveles de agua y de la calidad de la granja de camarones: la calidad del agua de los estanques es un punto crítico en el proceso de producción, por lo que deben controlarse los parámetros físicos, químicos y biológicos (Cuéllar et al., 2010). La circulación del agua a través de los estanques mejora la calidad y ayuda a reemplazar las pérdidas asociadas a la filtración y la evaporación (Twilley et al., 1999). Normalmente la circulación del agua se realiza en la noche de 19h00 a 06h00. Esta etapa llevó alrededor de tres meses. Las muestras de agua en la estación de bombeo y en las compuertas de entrada y de salida de agua fueron recolectadas durante esta etapa.

Para determinar la tasa de intercambio de agua del estanque ($\text{m}^3/\text{día}$), se midió la variación del nivel de agua de la piscina de camarones durante las fases lunares (luna nueva, cuarto creciente, luna llena y cuarto menguante). Para esta actividad, la puerta de salida de agua permaneció abierta, mientras que la de entrada se cerró.

3. Drenaje de la piscina camaronera: una vez que la cosecha ha terminado, el estanque debe estar completamente drenado. La compuerta de entrada estaba cerrada y la compuerta de salida de agua estaba abierta. Esta etapa duró cuatro mareas vivas, se tomó una muestra de agua en cada una de las dos primeras mareas bajas. Durante las últimas dos mareas vivas, se tomó una muestra de agua cada hora.

Todo el proceso duró alrededor de 84 días. Posteriormente, la preparación del estanque se lleva a cabo durante aproximadamente 15 días para un buen secado del fondo y preparación de la piscina. Por lo tanto, se pueden hacer cuatro cosechas por año. El muestreo de las fases 1 y 3 se

realizó durante la estación húmeda y el de la fase 2 durante la estación seca. La sedimentación, tanto en la piscina de camarones como en los reservorios, se calculó con los volúmenes de agua que circulan a través de ellos y el promedio de la CSS de las muestras de agua tomadas en diferentes puntos.

5.3 Resultados

5.3.1 Paso 1: Descripción de las estructuras biofísicas

La estructura de las diferentes especies de manglares presentes en el área de estudio se resume en la Tabla 5.1. El mangle rojo es la especie más abundante y contribuye con ~77% de la abundancia total en los sectores A, B y C. Solo en el sector D, la especie más abundante es el mangle blanco.

Tabla 5.1. Distribución de manglares en cada sector del área de estudio. DAP representa el diámetro del mangle a la altura del pecho.

	Mangle Blanco			Mangle Negro			Mangle Rojo		
	%	Núm. Prom (ha.)	DAP (m)	%	Núm. Prom (ha.)	DAP (m)	%	Núm. Prom (ha.)	DAP (m)
SECTOR A	21%	312.3	0.153	4%	62.3	0.100	75%	1,116.3	0.174
SECTOR B	19%	240.0	0.198	4%	52.8	0.123	77%	1,002.3	0.197
SECTOR C	20%	281.5	0.202	2%	30.0	0.146	78%	1,118.0	0.197
SECTOR D	33%	318.0	0.286	54%	524.0	0.185	13%	124.0	0.477

Como el mangle rojo fue la especie más abundante en once (sector A, B y C) de las doce estaciones, se seleccionó como especie representativa de la estructura de la vegetación dentro del área de estudio para modelar la sedimentación. La Tabla 5.2. muestra los diámetros promedio de las raíces en múltiples niveles sobre el lecho en cada sector. Estos valores se aplicaron de manera uniforme dentro de cada sector.

Tabla 5.2. Geometría promedio del mangle rojo por sector

	Altura (m)	Diámetro (m)	Núm. de raíces/m ²
Sector A	0.1	0.028	39.67
	0.5	0.064	13.67
	1.5	0.108	6.67
	2.0	0.168	0.14
Sector B	0.1	0.029	23.75
	0.5	0.057	14.00
	1.5	0.107	7.50
	2.0	0.197	0.08
Sector C	0.1	0.024	25.00
	0.5	0.046	12.50
	1.5	0.094	4.00
	2.0	0.197	0.10
Sector D	0.1	0.038	25.00
	0.5	0.073	12.00
	1.5	0.127	2.00
	2.0	0.477	0.01

5.3.2 Paso 2: Modelado de las funciones y procesos del ecosistema

Se parametrizó el modelo de transporte de Van Rijn con los valores determinados en los numerales 5.2.4.2 y 5.2.4.3. Posteriormente, los parámetros del modelo morfológico (AKSFAC=1000, ALFABS=15, ALFABN=1) fueron calibrados para ajustar las superficies del fondo marino del Rio Guayas (07/2008 y 11/2009), y para reducir la erosión en el Rio Guayas se realizó una ligera variación del valor del coeficiente de fricción de Manning de 0.0195 a 0.0205 del modelo hidrodinámico del capítulo 4.

Los resultados de la calibración del modelo morfológico se representan en el Figura 5.8a, donde se puede apreciar que el modelo reproduce adecuadamente la variación del fondo marino, ya que todos los valores del coeficiente de correlación y skill son muy cercanos a 1. Para verificar la calibración en la zona de manglares se comparó la variación real del lecho con la variación modelada (Figura 5.8b.) El cambio modelado es de 0.6 mm, mientras que el cambio medido, un año después en la misma estación, es de 1 mm. Estos dos valores están en el mismo orden de magnitud, por lo que el modelo no subestima ni sobreestima la sedimentación.

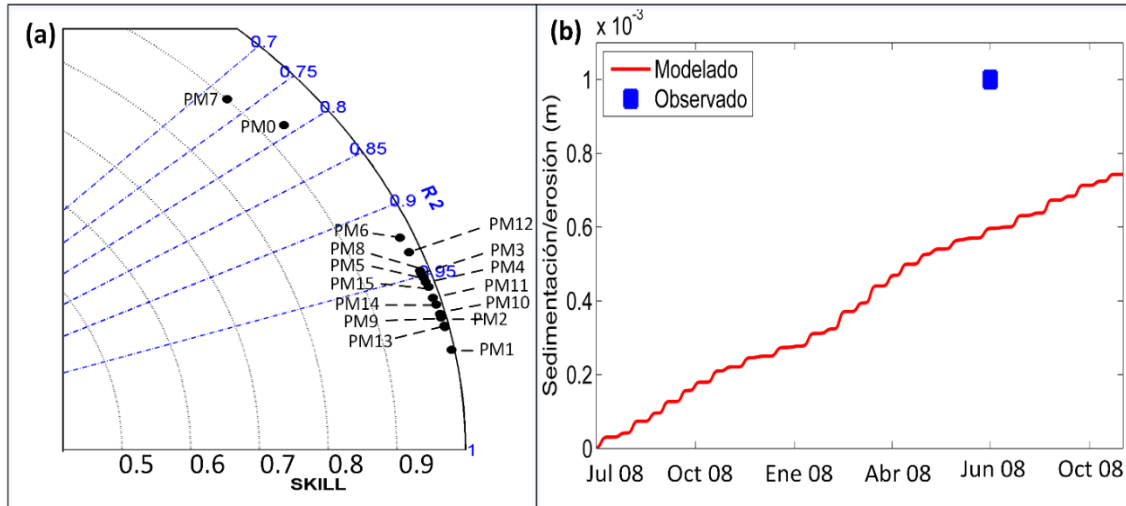


Figura 5.8. (a) Calibración morfológica del modelo numérico; (b) Cambio de nivel del lecho (modelado y observado) después de un año en la estación M12.

5.3.3 Paso 3: Evaluación de los servicios ecosistémicos de protección contra la inundación y control de la erosión

Las Figuras 5.9a y 5.9b representan los valores de $\Delta W L_i$ en los diferentes escenarios analizados. En estas figuras se observa que, a lo largo de los canales principales, hay una banda de valores negativos donde el nivel de agua calculado es más alto con cobertura de manglar que sin él. El ancho promedio de estas bandas es de 755 m y 790 m en condiciones promedio y en condiciones de El Niño, respectivamente; estas bandas ocupan ~30% del área de manglar. Detrás de esta franja, los valores positivos indican que el bosque de manglar ha atenuado la amplitud de la marea por debajo de su nivel sin vegetación de manglar. En los canales internos, los valores positivos se encuentran en la mayor parte de la zona de manglares.

El bosque de manglar brinda resistencia adicional al flujo, lo que disminuye significativamente su velocidad (Verhagen y Thi Loi, 2012). Las Figuras 5.9c y 5.9d representan los valores del ΔV_i en condiciones promedio y de El Niño, respectivamente. Los valores positivos significan que la velocidad de flujo es mayor cuando no hay cobertura de manglar que cuando hay. Existen menos del 0.2% de los resultados con valores negativos, que coinciden con las zonas de manglar que se encuentran ubicadas principalmente junto de las paredes de las camaroneras. Alrededor del 90% de los valores del ΔV_i varían de 0.63 a 1.00 y se aprecia un ligero incremento del ΔV_i desde el comienzo de la zona de manglar hacia el interior.

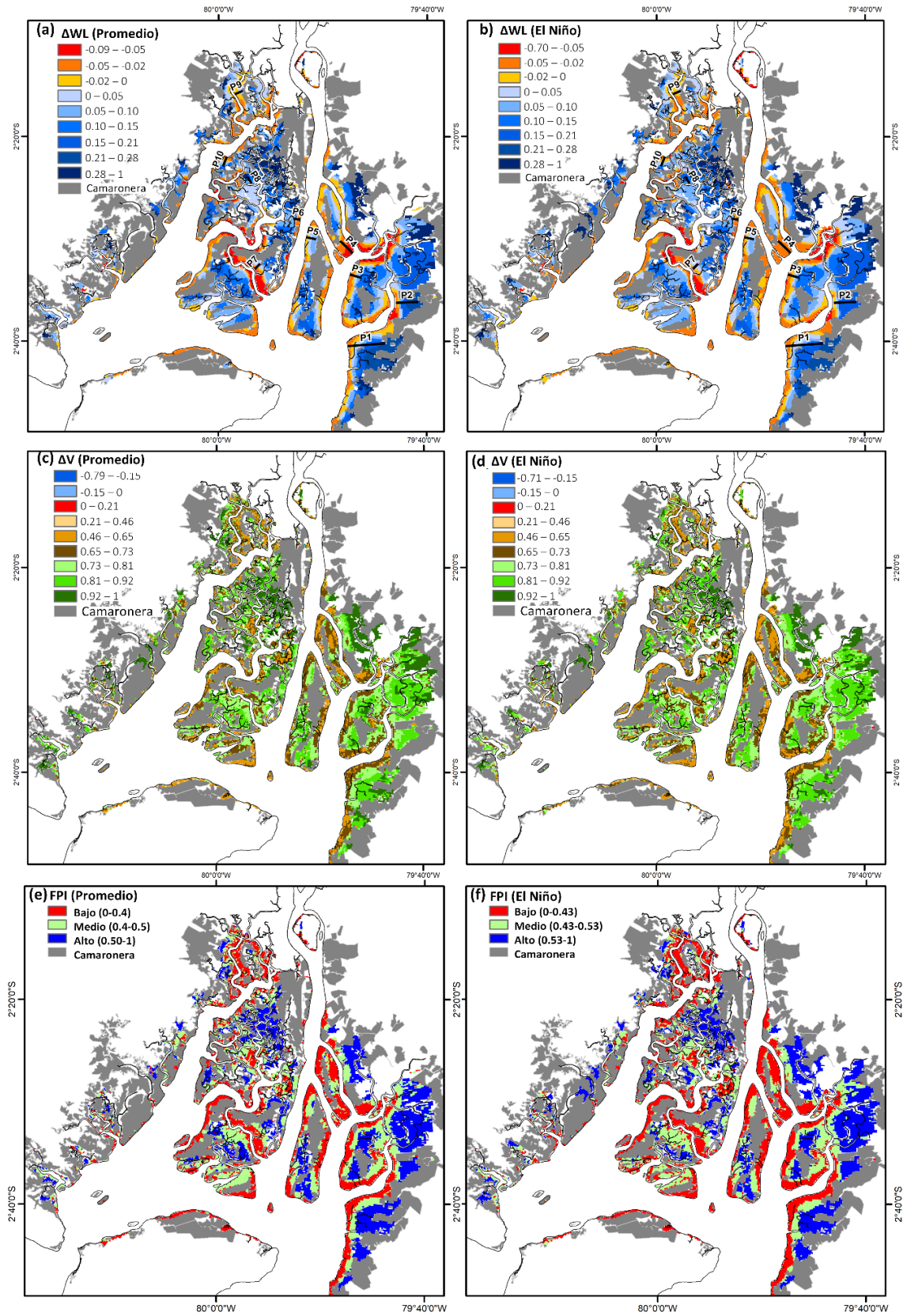


Figura 5.9. Evaluación de la protección contra inundaciones: (a) ΔWL_i en condiciones promedio; (b) ΔWL_i en condiciones de El Niño; (c) ΔV_i en condiciones promedio; (d) ΔV_i en condiciones de El Niño; (e) FPI_i en condiciones promedio; (f) FPI_i en condiciones de El Niño.

Las Figuras 5.9e y 5.9f muestran los valores de FPI_i , con un 99,82% de valores positivos. Los valores más bajos de FPI_i están en una franja ubicada al lado de los cuerpos de agua. Los valores medios y más altos de FPI_i se ubican secuencialmente detrás de dicha franja. Por lo tanto, el FPI_i crece en dirección hacia tierra. La ubicación de los valores más bajos de FPI_i coincide con la ubicación de los valores negativos de ΔWL_i . El FPI total en condiciones de El Niño es 41,128,220; mientras que el FPI total en condiciones promedio es 37,513,205. El $FPI_{ELNiño}$ es más grande que el $FPI_{promedio}$ porque el área de inundación sin manglar es mayor durante El Niño que en condiciones promedio.

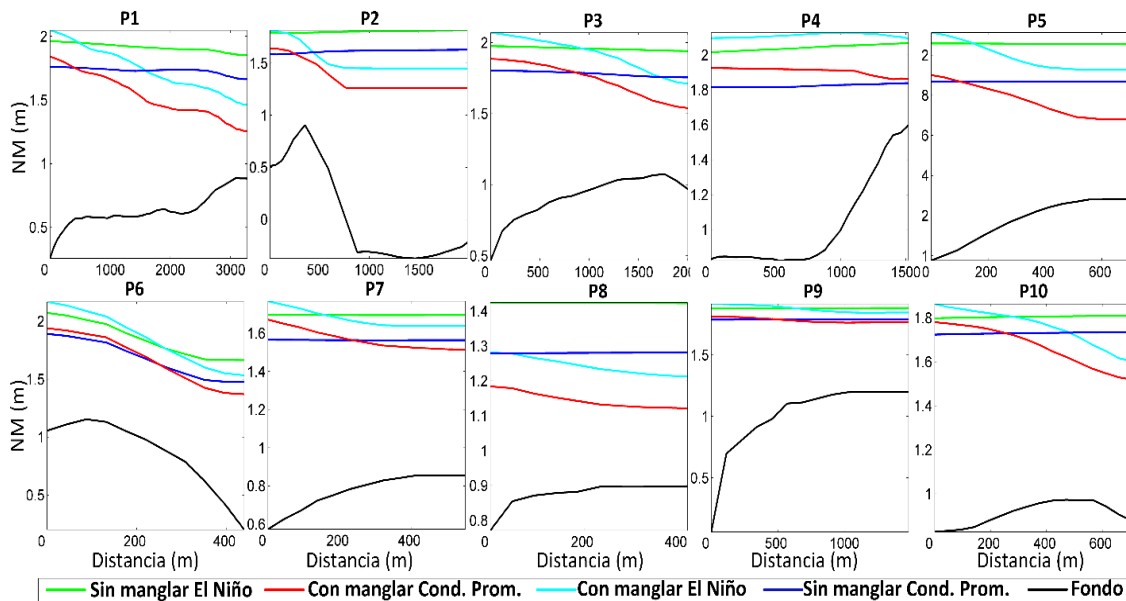


Figura 5.10. Perfiles de nivel de agua en la zona de manglares en cada uno de los casos modelados.

La intensidad de la atenuación de la amplitud de la marea cambia espacialmente. Los perfiles P1, P3, P6 y P10 muestran una fuerte reducción (>8 cm/km); P4 y P9 presenta una reducción suave (<4 cm/km); y, P2, P5, P7 y P8 muestran una reducción brusca al principio y luego una reducción suave (Figura 5.10). La reducción promedio de los diez perfiles con y sin manglar en condiciones promedio es de 15.2 cm/km y 4.6 cm/km, respectivamente, mientras que la reducción promedio con y sin manglar durante El Niño es de 15 cm/km y 4.3 cm/km, respectivamente.

La Figura 5.11a muestra la sedimentación calculada en el bosque de manglar en condiciones promedio después de un año. Las zonas más afectadas por el proceso de sedimentación se localizan en algunas áreas de manglares que se encuentran junto a cuerpos de agua. La tasa de sedimentación en estas áreas está entre 6 y 16 cm/año, que corresponde al 1.99 % de la cobertura de los manglares. Hacia tierra, la sedimentación disminuye gradualmente,

comportamiento que ya fue observado por Willemsen et al. (2016) durante sus mediciones de campo. El 5.40 % y el 90.82 % de la cobertura de los manglares tiene una tasa de sedimentación entre 6-2 cm/año y <2 cm/año, respectivamente. Dentro de la zona de manglares, hay pequeñas áreas erosionadas que representan el 1.79 % de la cobertura de los manglares, las cuales se distribuyen aleatoriamente en el bosque de manglar. La tasa de erosión en estas áreas es <1.5 cm/año.

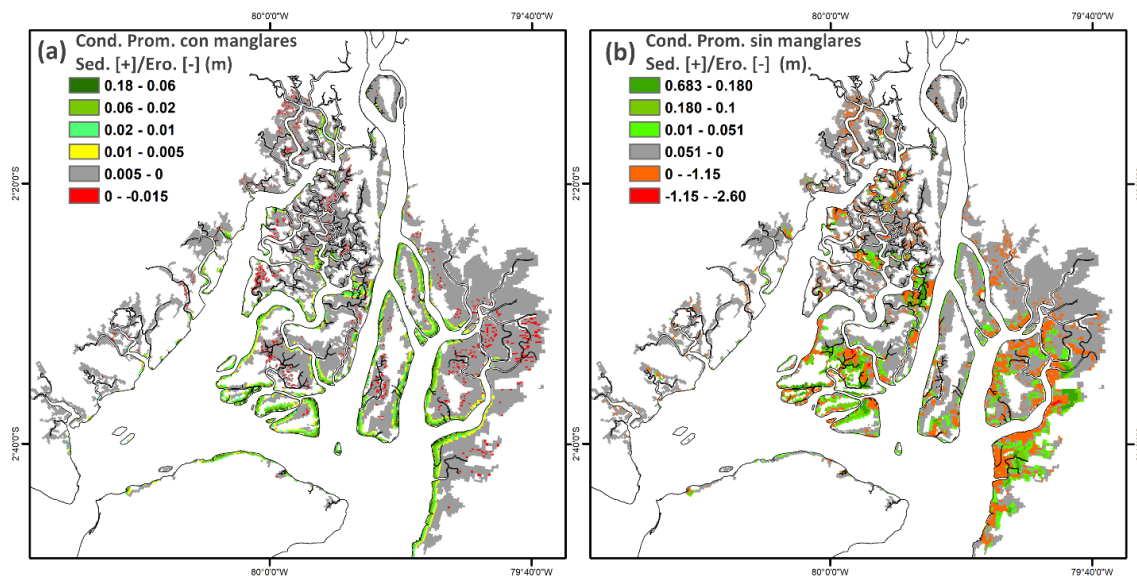


Figura 5.11. (a) Cambio de la elevación del lecho con manglar; (b) sin manglar en condiciones promedio.

La Figura 5.11b muestra la sedimentación y la erosión sin manglares pudiéndose apreciar que las tasas de sedimentación y erosión han aumentado considerablemente. Las áreas de erosión han crecido y se encuentran principalmente junto a los cuerpos de agua. La Tabla 5.3. muestra el área y el volumen de sedimentación/erosión en los dos escenarios. El % A_e en condiciones promedio y durante El Niño es 4.9 y 6.6, respectivamente. Estos valores reflejan que las áreas de erosión sin manglares se ensanchan y se ven afectadas a medida que el agua circula hacia el interior. En los escenarios de condición promedio y de El Niño, con cobertura de manglar, el balance de sedimentación y erosión es positivo, mientras que en los escenarios sin cobertura de manglar el balance es negativo. Una vez que se elimina la cobertura de la vegetación, la cantidad total de sedimentos que no se retienen es 5,231,429 m³ y 7,401,495 m³ en condiciones promedio y durante El Niño, respectivamente. El M_{S-E} global es de 60.6 m³/ha y 85 m³/ha en condiciones promedio y durante El Niño, respectivamente.

Tabla 5.3. Erosión/sedimentación bajo diferentes escenarios

Escenarios	Área (ha)			Volumen (m³)		
	Sed.	Erosión	Sin cambio	Sed.	Erosión	Ero-Sed
Cond. promedio con manglar	47,103	3,055	36,122	4,229,625	-5,013	4,224,612
Cond. promedio sin manglar	44,568	14,873	26,840	19,671,012	-20,677,828	-1,006,817
El Niño con manglar	51,653	2,713	31,915	5,184,147	-10,546	5,173,601
El Niño sin manglar	48,328	17,793	20,160	24,887,821	-27,115,716	-2,227,895

5.3.4 Análisis del compromiso entre las camaroneras y los manglares

El área de la piscina analizada es de 16,781 ha, y su profundidad promedio es de ~1 m. La capacidad de la piscina camaronera semi-intensiva, calculada con el MDE es de 163,468.23 m³. Este volumen representa el volumen de agua que entró y salió durante la fase de llenado y drenaje de la piscina (fase 1 y 2).

Tabla 5.4. Volumen y concentración del agua que circula diariamente durante cada fase lunar

Fase lunar	CSS (kg/m³)	Vol (m³/día)	Sed (kg/día)
Cuarto menguante	0.066	3,322.124	220.589
Luna nueva	0.032	18,241.980	585.568
Cuarto creciente	0.070	18,253.323	1,284.773
Luna llena	0.060	4,982.580	297.543
Total		44,800.007	2,388.473

La Tabla 5.4. muestra el volumen diario de agua y la CSS que circulan a través de la piscina camaronera en cada fase lunar. El volumen promedio de agua y la concentración son 11,200 m³ y 0.053 kg/m³, respectivamente. El volumen del agua promedio diario representa el 6.9% de la capacidad de la piscina, y está dentro del rango establecido por Twilley et al. (1999) para la maricultura semi-extensiva (del 3 al 8%).

Tabla 5.5. Flujo de sedimentos por cosecha y por año.

Fase	Cosecha						Cosecha/año	
	CSSo (kg/m³)	CSSf (kg/m³)	Vol Agua (m³)	Entrada de sed. (kg)	Salida de sed. (kg)	Dif (kg)	Vol Agua (m³/año)	Vol Sed (kg/año)
Fases 1 y 3	0.201	0.095	163,468.23	32,911.60	15,609.74	17,301.87	653,872.92	69,207.46
Fase 2	0.128	0.053	828,800.12	105,754.89	44,186.75	61,568.15	3,315,200.50	246,272.60
Total			992,268.35	138,666.49	59,796.49	78,870.02	3,969,073.42	315,480.06

En la tabla 5.5. se indica que la cantidad de agua que circula en la piscina camaronera durante una cosecha es de 992,268.36 m³, en la fase 2 circula ~5 veces el volumen de la camaronera. CSSo y CSSf representan los valores promedios de la CSS de las muestras de agua tomadas en la estación de bombeo antes que ingresen a los canales de agua y las tomadas a la salida de la piscina camaronera, respectivamente. Estos valores junto con la cantidad de agua que circula en la piscina durante una cosecha sirvieron para calcular que, dentro de los canales, reservorio y la piscina camaronera semi-intensiva de estudio, se quedan 78,870.02 m³ de sedimentos. Considerando que al año se realizan 4 cosechas, en las dos últimas columnas se calculó la cantidad de agua que circula en la camaronera y de sedimentos que son retenidos durante un año.

En la actualidad, 74,554.57 ha de piscinas camaroneras están en funcionamiento en el AE. Suponiendo que las piscinas son semi-intensivas, un volumen total de $\sim 1,76 \times 10^{10}$ m³/año o ~ 559.167 m³/s circula a través de las piscinas camaroneras. La sedimentación en la piscina camaronera es de 315,480.058 kg/año. Si este valor se extrapola para todas las piscinas ubicadas en el AE, la sedimentación en el AE es de $\sim 1,4 \times 10^9$ kg/año o 876,013.625 m³/año. La tasa de sedimento en una granja de camarones semi-intensiva se estimó ~ 5 g/m²/d.

5.4 Discusión

El control de la erosión y la reducción de inundaciones pueden investigarse en múltiples longitudes de escala: pequeña (mm), intermedia (m) y gran escala (km) (Montgomery et al., 2018). Este estudio se llevó a cabo en una escala de longitud mayor donde las interacciones ocurren a nivel del bosque (Mullarney et al., 2017). La desventaja de este tipo de escala es que el tamaño de la malla no permite representar el flujo del agua en los pequeños cuerpos de agua. Estos cuerpos de agua son esenciales para transportar agua y sedimentos suspendidos hacia el interior y para suministrar agua a las camaroneras. Una ventaja de este tipo de escala es que puede combinarse con modelos de pequeña escala mediante técnicas de anidación de malla en las áreas de interés. Esto es muy importante si se considera que la interacción entre el agua y la vegetación es compleja y debe investigarse en múltiples escalas de longitud.

Se asume frecuentemente que los SE cambian linealmente en los hábitats, no obstante, esta suposición no ayuda a representar los procesos naturales y podría conducir a subestimar o sobreestimar el valor del servicio (Barbier et al., 2008; Koch et al., 2009), dado que las funciones ecosistémicas son dinámicas y no lineales en el espacio y el tiempo (Koch et al., 2009). Los

resultados del modelo numérico basado en procesos ayudaron a definir indicadores que estiman el comportamiento no lineal de las funciones del ecosistema, protección contra inundaciones y control de la erosión.

Por lo general, la atenuación del nivel del agua se utiliza para estudiar la exposición a las inundaciones costeras, pero la velocidad del flujo también tiene una influencia significativa en el daño estructural de las carreteras (Kreibich et al., 2009). En el AE, justo detrás de la zona de manglares, los caminos y las paredes de las camaroneras son los activos más comunes. Estos dos activos se construyen con la compactación de los sedimentos (cohesivos y no cohesivos). Por esta razón, el FPI_i considera la atenuación tanto del nivel del agua como de la velocidad del flujo.

Los manglares densamente poblados con una estructura compleja disminuyen el área de transporte y la velocidad del flujo (Lee y Shih, 2004; Shih et al., 2015); y elevan los niveles de la superficie del agua a lo largo de los estuarios y los ríos (Shih et al., 2015). Este comportamiento se pudo observar al comparar los perfiles con y sin manglar. La atenuación promedio de los niveles de agua en la zona de manglares, obtenido de estos perfiles, es de 15.2 cm/km, está dentro del rango de reducción de los niveles de agua por km lineal de humedal, que varía de 4.2 cm a 18.9 cm (Krauss et al., 2009).

La atenuación del nivel del agua no sigue un comportamiento lineal; a lo largo de los canales principales, hay una banda de valores negativos del ΔWL_i donde el nivel de agua calculado es mayor con cobertura de manglar que sin ella. Hacia la tierra, los resultados del modelo muestran que la extensión de la zona de manglar reduce el nivel del agua por debajo del nivel de la marea sin vegetación de manglar. Sin embargo, en otros lugares la extensión del manglar no fue suficiente para producir este efecto. Las simulaciones muestran que una banda estrecha de manglares ribereños puede no ser suficiente para reducir la inundación de las mareas a un nivel que no dañe los activos, especialmente en eventos extremos. En este caso, el efecto de bloqueo que produce el manglar podría causar mayores impactos en los activos (efecto negativo) en la zona ubicada justo en frente de la zona de manglares, que en el caso de que esta vegetación no existiera (Zhang et al., 2012).

El flujo a través de los manglares se ha clasificado en flujo de surcos y flujo laminar, dependiendo del mecanismo primario de transporte de fluidos. El flujo de surcos no atenúa substancialmente los niveles de agua, mientras que el flujo laminar si lo hace (Montgomery et al., 2018). En el AE, se producen diferentes tipos de atenuación de las mareas. Los perfiles muestran tres tipos de

atenuación de marea, atenuación aguda, atenuación suave y una combinación de reducción aguda y suave. Aunque el ΔV_i tiene valores altos en casi todo el manglar, el FPI_i muestra sus valores más bajos en la franja ubicada al lado de los cuerpos de agua, debido a los valores negativos de ΔWL , por el efecto de bloqueo de los manglares a las inundaciones de marea.

El efecto de la erosión aumenta con la disminución o desaparición de la zona de manglares. El resultado del modelo muestra que las áreas erosionadas se encuentran, principalmente, al lado de los cuerpos de agua. El área más afectada es el área protegida de Churute, que es la zona principal de captura de cangrejo rojo, por lo que la pérdida del suelo podría producir la degradación del hábitat de esta especie clave (Zapata et al., 2018). El bosque de manglar regula el movimiento de los sedimentos al reducir la erosión y mejorar la deposición de sedimentos (Saenger, 2002), evitando así que los sedimentos regresen al estuario. En el 98.21% del AE se produce sedimentación, mientras que en el 1.79% del AE se produce una erosión, la tasa de erosión en estas áreas es <1.5 cm/año, valor que está dentro de la tasa de erosión medida en otros bosques de manglares (Alongi, 2012).

Debido a los diferentes métodos de medición y las diferencias regionales en el clima, las tasas de sedimentación varían ampliamente, desde >1 mm/año hasta 2 cm/año (Alongi et al., 2005; Santen et al., 2007; Stokes et al., 2010). En manglares ubicados junto a los ríos con elevados caudales de agua dulce y en manglares de ríos altamente impactados, la tasa de sedimentación alcanza ~ 6 cm/año (Alongi, 2009). En algunos ríos con importantes caudales, la acumulación vertical puede alcanzar 18 cm/año (Sidik et al., 2016). Estas tasas están en concordancia con las tasas de sedimentación que se obtuvieron con el modelo morfológico a lo largo de la zona de manglares. La cantidad total de sedimento retenido por año en la zona de manglar representa de 3.5 a 4.4 veces el volumen de sedimento que es dragado anualmente en el canal de navegación, ubicado en el Estero Salado ($1,177,500 \text{ m}^3$) (Gómez et al., 2016).

El modelado de la inundación por marea y la sedimentación es altamente sensible a la resolución del MDE (Losada et al., 2017). Por esta razón, se llevaron a cabo dos correcciones en el MDE en la zona de manglares, principalmente para ajustar los valores de sedimentación. No obstante, para mejorar la estimación de la sedimentación, erosión y la inundación de las mareas, se debe mejorar el MDE empleando una mayor resolución para los datos de elevación, por ejemplo, mediante la utilización de láser aerotransportado.

La franja de manglar, ubicada al lado de los cuerpos de agua, tiene los valores más bajos de FPI_i y los valores más altos de sedimentación. Esta información es esencial para los gestores a la hora

de tomar decisiones, las cuales deben centrarse en conservar y extender lo más posible la zona de manglares. La distribución y la magnitud de los valores de FPI_i , sedimentación y erosión en condición promedio y El Niño muestran que la provisión de SE de protección contra inundaciones y control de la erosión cambia espacial y temporalmente.

Los compromisos (trade-off) entre SE ocurren cuando el aumento o uso de uno de ellos implica la degradación del otro (Martín-López y González, 2012; MEAB, 2005). Tanto los manglares como las camaroneras tienen la capacidad de retener sedimentos. El incremento del área de camaroneras va en decremento de la capacidad de retención de sedimentos de los manglares. Por lo tanto, en el AE, existe un compromiso de este SE entre estos dos hábitats. La capacidad de retención de sedimentos de los manglares es mayor en la franja junto a los cuerpos de agua, disminuyendo gradualmente la tasa de sedimentación en el interior de la zona de manglar. La tasa de sedimentación promedio en la zona de manglar es de ~ 21.5 y $26.4 \text{ g/m}^2/\text{d}$ en condiciones promedio y El Niño, respectivamente. La tasa de sedimentación en una granja de camarones semi-intensiva, la más frecuente en Ecuador (FAO, 2013) se estimó en $\sim 5 \text{ g/m}^2/\text{d}$. Por lo tanto, el bosque de manglar proporciona un mejor servicio de retención de sedimentos. El sedimento es transportado a través del caudal de agua que se emplea en las diferentes fases del cultivo del camarón, en las piscinas ubicadas en el AE. El volumen total de agua diario que circula en las camaroneras es similar a la descarga del Río Guayas durante la estación seca (Twilley et al., 1999) y ~ 139 veces el vertido de las aguas residuales de la ciudad de Guayaquil (Hazen y Sawyer, 2015).

Es importante indicar que en el cálculo de la tasa de sedimentación en la piscina camaronera se han adoptado las siguientes simplificaciones: 1) No se ha considerado la cantidad de sedimento perdido en las paredes de los estanques de camarones por la acción del viento, la circulación del flujo y la lluvia que lo erosiona. Este sedimento puede transportarse desde las paredes de la piscina hasta el fondo del mismo o regresar al sistema estuarino; 2) El uso de rueda de paletas aireadoras en las camaroneras está aumentando. Este dispositivo enriquece el oxígeno disuelto en las piscinas camaronera y reduce el volumen de agua que circula durante la segunda etapa del cultivo del camarón (Tien et al., 2019), disminuyendo de esta manera la cantidad de sedimento atrapado en una piscina.

Este estudio permitió demostrar la gran capacidad que tiene el manglar para suministrar los servicios de protección contra inundaciones y control de la erosión, y como varían espacialmente. El cambio de uso de suelo al que están sometidos estos hábitats afecta al suministro de estos servicios, poniendo en peligro los activos que se ubicarían en estas zonas.

Capítulo 6

Evaluación de los servicios ecosistémicos de depuración y asimilación de aguas residuales, provisión de alimentos y oportunidades de recreación y turismo

6. EVALUACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE DEPURACIÓN Y ASIMILACIÓN DE AGUAS RESIDUALES, PROVISIÓN DE ALIMENTOS Y OPORTUNIDADES DE RECREACIÓN Y TURISMO

6.1 Introducción

Los estuarios son cuerpos de agua que ofrecen una gran cantidad de SE (Zapata et al., 2018), entre los que se encuentran la depuración y asimilación de aguas residuales, provisión de alimentos y oportunidades de recreación y turismo (MEA, 2005a; TEEB, 2010). A lo largo de los estuarios se asientan gran cantidad de ciudades y poblados, los cuales se benefician de los SE que este ecosistema proporciona. Por ejemplo, de las 32 ciudades más grandes del mundo, 22 están ubicadas en estuarios (Miththapala, 2013). En Sudamérica, junto a los centros urbanos se desarrollan áreas industriales, zonas agrícolas, instalaciones de acuicultura y zonas portuarias. La falta de saneamiento y la mala gestión ambiental a menudo conducen a altas cargas de nutrientes y otros contaminantes que, por lo general, alcanzan niveles superiores cerca de centros urbanos y polígonos industriales, a veces superando los niveles de calidad ambiental establecidos a nivel local o internacional (Barletta et al., 2019). Las condiciones de contaminación más severas se observan en estuarios adyacentes a ciudades industrializadas y grandes puertos (Abreu et al., 2016; Massone et al., 2013).

En los estuarios, el SE de depuración y asimilación de aguas residuales permite aprovechar el funcionamiento natural de los ecosistemas para procesar las cargas contaminantes, reduciendo así sus efectos perjudiciales. Sin este servicio, se tendrían que procesar todas las aguas residuales en tierra o se produciría un deterioro que afectaría a la salud de las personas y la conservación de los ecosistemas acuáticos (Watson et al., 2016). El empleo adecuado del capital natural permitirá conservar la capacidad de los estuarios para mantener los niveles de contaminación dentro de unos límites que no representen un peligro significativo (Nellemann et al., 2008).

Se han establecido varios indicadores para medir este SE, como el tiempo de intercambio de agua, el tiempo de renovación del agua (Chen et al., 2017; Watson et al., 2016), la descarga y eliminación de nutrientes (Maes et al., 2016; Russi et al., 2013) y los niveles absolutos de contaminación en la columna de agua y sedimentos (Muller y Burkhard, 2012; Böhnke-Henrichs

et al., 2013; Watson et al., 2016). La mayoría de estos indicadores requieren una gran cantidad de información para poder evaluar este SE.

El tiempo de renovación (TR) del agua es un atributo que puede condicionar el estado ambiental de los estuarios. Muchos investigadores lo definen como la cantidad de tiempo necesario para evacuar la contaminación de una región confinada, siendo esta la influencia física más importante en la calidad del agua en el sistema (Bárcena et al., 2012). El TR de un cuerpo de agua depende de mecanismos de transporte que promueven la renovación del agua, tales como: corrientes de marea, aportes fluviales y la circulación inducida debida a gradientes de densidad, eventos meteorológicos y la configuración topográfica (Sámano et al., 2012).

La recreación y el turismo son algunas de las actividades más importantes que realiza el ser humano en términos económicos y de movimiento de personas. Entre las actividades turísticas destacan la pesca deportiva, buceo, ecoturismo, recreacional y baño (Gormsen, 1997; Hall, 2001). Uno de los impactos humanos más negativos que afectan a las actividades recreativas en la playa es la contaminación microbiana del agua que proviene de fuentes difusas y puntuales, que degrada la calidad de las aguas de baño (Quilliam et al., 2015) y afecta la salud de las personas. Por ello, uno de los indicadores indirectos que se usa para evaluar el SE de oportunidades de recreación y turismo es el nivel de *Escherichia coli* que existe en el área de interés (Pouso et al., 2018), uno de los indicadores de contaminación fecal más frecuentemente utilizado.

Las camaroneras son un hábitat artificial cuya extensión ha aumentado en el AE debido a su capacidad de suministrar el SE provisión de alimentos y generar fuentes de ingresos y empleo (Zapata et al., 2018). Las piscinas camaroneras, para su operación, requieren de agua salina para el llenado y reciclado de las mismas (Cuéllar et al., 2010). El agua que se toma del estuario debe cumplir con ciertas condiciones de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto (entre otros parámetros), para un óptimo desarrollo del camarón (Tenório et al., 2015). Por este motivo es necesario monitorear las condiciones químicas, para verificar que el agua que ingresa a las camaroneras esté dentro de los umbrales adecuados.

En el presente estudio se han desarrollado una serie de indicadores indirectos que permitan valorar los SE de provisión de alimentos, oportunidades de recreación y turismo; y, depuración y asimilación de aguas residuales. Para la valoración de dichos indicadores se han definido una serie de parámetros, los cuales se han calculado con un modelo matemático (tiempo de renovación, temperatura, salinidad, concentraciones de oxígeno disuelto y *E. coli*),

Adicionalmente, estos indicadores se emplearán en casos de estudio para evaluar si la acción antropogénica empeora o mejora las condiciones.

6.2 Metodología

6.2.1 Área de Estudio

La migración del campo a la ciudad ha provocado el crecimiento de estas ciudades, principalmente de la ciudad de Guayaquil (SNI, 2019). Esta ciudad cuenta con un sistema de alcantarillado sanitario conformado por 3,926 km de colectores y 61 estaciones de bombeo de aguas residuales, permitiendo una cobertura de servicio del 70% (Hazen y Sawyer, 2015). Se generan aproximadamente 3.24 m³/s de aguas residuales en época seca y 4.05 m³/s en la época húmeda. La mayor parte de las aguas residuales de la ciudad son descargadas mediante un tratamiento primario al río Guayas por medio de 4 puntos de vertido correspondientes a las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de Progreso, Pradera, Lagunas Guayacanes-Samanes, y del Guasmo. Varias urbanizaciones ubicadas en la periferia oriental de la ciudad de Guayaquil descargan en el Estero Salado (Hazen y Sawyer, 2015).

En la ciudad de Samborondón existen 96 plantas de tratamiento de los complejos residenciales, que proporcionan servicio a 185,715 habitantes, que desembocan en los ríos Daule y Babahoyo. En la ciudad de Durán existe una planta de tratamiento que cuenta con tres estaciones de bombeo: El Recreo, Abel Gilbert 3 y Panorama; que sirven a 235,769 habitantes del cantón Durán. En el Cantón Gral. Villamil para la depuración de las aguas residuales domésticas se dispone de lagunas de oxidación en tres sectores, Playas, Engabao y urbanización Altamar.

En el área de estudio existen playas de uso ocasional (SENPLADES, 2017), utilizadas por los habitantes de las comunidades cercanas. La gran biodiversidad existente, principalmente en las áreas protegidas ubicadas dentro del área de estudio, favorece el desarrollo del ecoturismo (Figura 6.1).

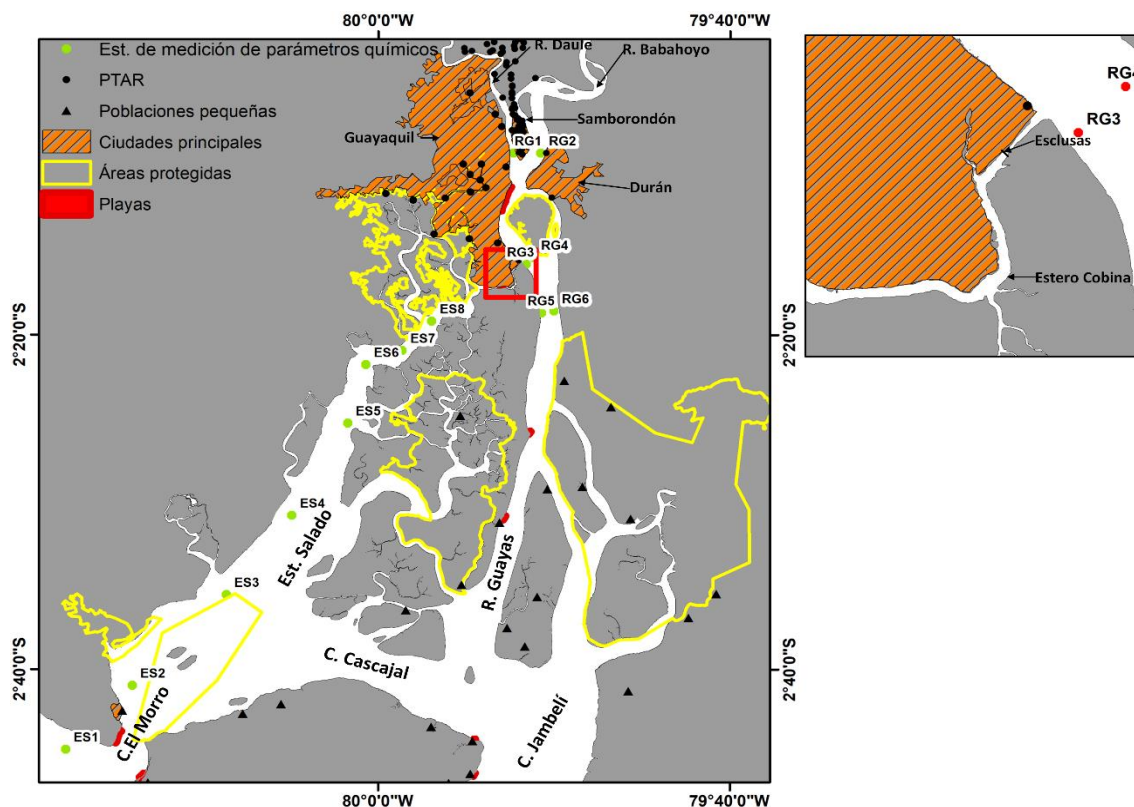


Figura 6.1.. Área de estudio.

6.2.2 Enfoque conceptual

En este estudio se ha adaptado el modelo de cascada, descrito anteriormente, para generar indicadores que permitan evaluar los SE. La Figura 6.2. muestra las fases que comprende esta evaluación:

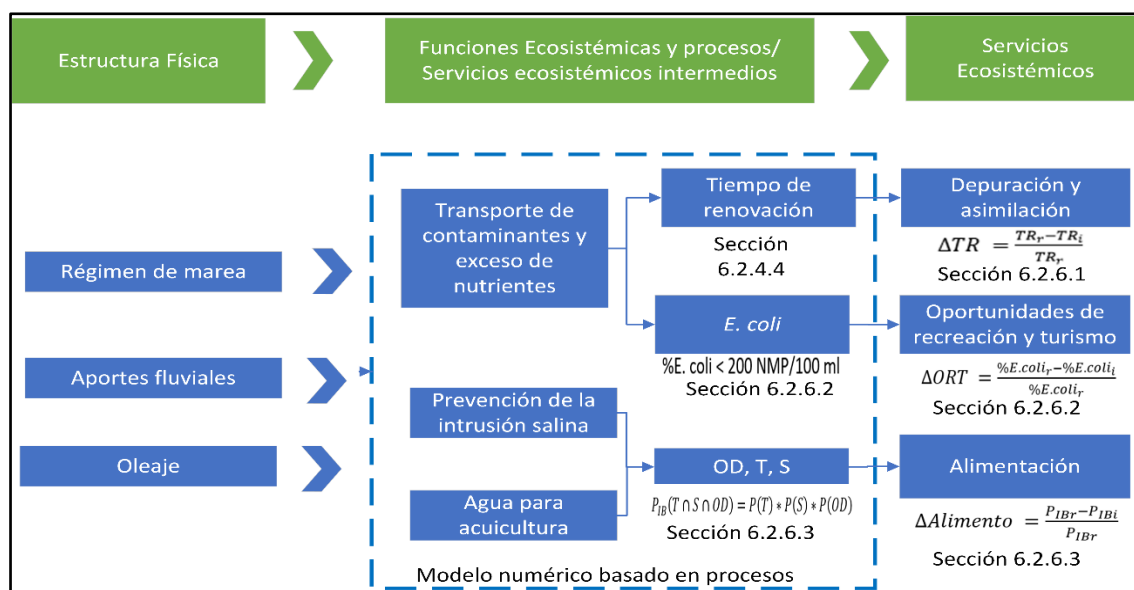


Figura 6.2. Enfoque conceptual para la valoración de los servicios ecosistémicos.

Paso 1: La estructura física está relacionada con componentes del hábitat (Burkhard et al., 2012; La Notte et al., 2017). En el AE, se analizaron los aportes fluviales, oleaje y el régimen de mareas.

Paso 2: Se consideraron los SEI identificados en la evaluación llevada a cabo previamente en el AE (Zapata et al., 2018). Se determinó que el SEI transporte de contaminantes y exceso de nutrientes está relacionado con los SE de depuración y asimilación de aguas residuales, y el de oportunidades para recreación y turismo. Además, los SEI agua para camarón y prevención de la intrusión salina están relacionados con el SE provisión de alimento refiriéndose al camarón que se cultiva en piscinas (Jacobs et al., 2013).

1) Transporte de contaminantes y exceso de nutrientes: Es la eliminación de los aportes de contaminantes y nutrientes orgánicos fuera del sistema mediante la disolución en la masa de agua de los estuarios y el transporte hacia el mar (Hattam et al., 2015; Jacobs et al., 2013). La susceptibilidad a la contaminación puede estar relacionada con la capacidad de depuración de los sistemas acuáticos (Shen y Haas, 2004; Orfilia et al., 2005), lo que significa que las áreas con una retención más corta de contaminantes (una renovación más rápida) serán menos susceptibles a las descargas de contaminantes que aquellas con retenciones más largas (Abdelrhman, 2005).

El proceso de transporte puede ser expresado a través de la escala de tiempo de transporte (ETT) (Cucco et al., 2009). ETT es considerado como el principal factor determinante de la calidad del agua, a través del control de la concentración y la capacidad acumulativa de todas las sustancias (Orfilia et al., 2005; Yuan et al., 2006). ETT puede ser usado como un indicador de la susceptibilidad de un sistema acuático ante un contaminante. Existen varios indicadores para estimar el ETT, siendo los más conocidos el tiempo de residencia y el tiempo de renovación (TR) (Abdelrhman, 2005; Monsen et al., 2002; Wang et al., 2004). En este capítulo se estudiará el TR como indicador del SEI, dado que es adecuado en circunstancias donde la escasez de información referente a los parámetros químicos, limita la aplicación de modelos de calidad más precisos (Yin et al., 2016).

La contaminación microbiana que proviene de fuentes difusas y puntuales produce consecuencias negativas sobre la calidad del agua de las playas y, por tanto, tiene un efecto negativo en la economía y en la salud humana (Given et al., 2006; Ofiara y Seneca, 2006). Para controlar la calidad del agua de baño, se seleccionó el indicador bacteriológico *Escherichia coli* (*E. coli*) , dado que es habitualmente utilizado en este tipo de estudios y es uno de los que

normalmente se considera en la normativa que regula la calidad de las aguas de baño (Pouso et al., 2018).

2) Prevención de la intrusión salina: Las dinámicas fluvial y mareal dentro del estuario condicionan la distribución de la salinidad. El aumento del aporte fluvial contrarresta el aumento de la salinidad por la acción de la marea y viceversa (Jacobs et al., 2013). Para valorar este SEI se empleó la salinidad del agua del estuario.

3) Agua para acuicultura: El agua salina de los estuarios es usada en las camaroneras para llenar las piscinas y para recircular el agua de las mismas (Cuéllar et al., 2010). Es por esta razón que el agua salina que se obtiene de los estuarios debe tener condiciones favorables para el desarrollo de la especie *Penaeus vannamei*. Para evaluar este SEI fueron usadas las principales variables que describen las condiciones del agua del estuario, la temperatura, salinidad y oxígeno (Ponce-Palafox et al., 1997; Tenório et al., 2015).

Paso 3: Se llevó a cabo la derivación de indicadores adecuados para evaluar los SEI y sus capacidades para suministrar los SE. Estos indicadores permiten cuantificar los cambios en las capacidades de oferta (Muller y Burkhard, 2012). Los resultados de los modelos numéricos basados en procesos (tiempo de renovación, *E. coli*, oxígeno disuelto, temperatura y salinidad) se emplearon para generar indicadores, vinculados al modelo de cascada, que permitieron evaluar los SE de depuración y asimilación de aguas residuales, alimentos; y, oportunidades de recreación y turismo en diferentes escenarios.

6.2.3 Paso 1: Descripción de las estructuras físicas

Las características de la marea y el oleaje fueron descritas en el apartado 5.2.3.2. y las correspondientes a los aportes fluviales en el apartado 5.2.3.3.

6.2.4 Paso 2: Modelado de los procesos y funciones

Se utilizó el software Delft3D desarrollado por Deltares, como modelo numérico basado en procesos. Para calcular la variación de la concentración del trazador conservativo se empleó Delft3D-Flow, mientras que para modelar la calidad del agua (*E. coli*, oxígeno disuelto, temperatura y salinidad) se empleó el modelo Delft3D-WAQ.

6.2.4.1 Descripción general del modelo

Para procesos más complejos, como por ejemplo eutrofización, procesos biológicos y/o químicos, se debe utilizar el módulo de calidad del agua Delft3D-WAQ (Deltares, 2014). El módulo de calidad del agua (WAQ, por sus siglas en inglés) trabaja en 2 o 3 dimensiones, y resuelve la ecuación de advección, difusión y reacción en una malla computacional de volúmenes finitos. Este módulo permite modelar una amplia gama de sustancias y procesos (Deltares, 2019; Lee, 2006). Como WAQ no es un modelo hidrodinámico, toma la información hidrodinámica del módulo Delft3D-FLOW a través de un proceso de acoplamiento (Kaçikoç y Beyhan, 2014) y extrae del modelado hidrodinámico, las velocidades, elevaciones de agua, densidad, salinidad, temperatura del agua, viscosidad y difusividad vertical de remolino (Deltares, 2019; Oliveira et al., 2019).

Delft3D-WAQ resuelve la ecuación 6.1 para cada celda computacional y variable de estado, que es una representación simplificada de la ecuación de advección, difusión y reacción (Deltares, 2019; El-Adawy et al., 2014):

$$M_i^{t+\Delta t} = M_i^t + \Delta t \left[\frac{\Delta M}{\Delta t} \right]_{Tr} + \Delta t \left[\frac{\Delta M}{\Delta t} \right]_p + \Delta t \left[\frac{\Delta M}{\Delta t} \right]_s \quad (6.1)$$

Donde M_i^t es la masa al inicio de un paso de tiempo; $M_i^{t+\Delta t}$ masa al final de un paso de tiempo; $\Delta t \left[\frac{\Delta M}{\Delta t} \right]_{Tr}$ cambios por transporte advectivo y difusivo; $\Delta t \left[\frac{\Delta M}{\Delta t} \right]_p$ cambios por procesos (bio) químicos o biológicos; $\Delta t \left[\frac{\Delta M}{\Delta t} \right]_s$ cambios por fuentes de contaminación o aportes fluviales.

El modelo de decaimiento bacteriano se basa en el modelo de Mancini (1978), mediante el cual se realiza una estimación de la tasa de mortalidad de coliformes en los cuerpos de agua naturales. La estimación de la tasa de mortalidad depende de la salinidad ambiental (o concentración de cloruro), la temperatura y la intensidad de la radiación UV. La tasa de decaimiento se determina mediante las siguientes ecuaciones (Thoe, 2010):

$$flux = (Mrt E.coli) * (E.coli) \quad (6.2)$$

$$Mrt E.coli = ((Rco + Mrt Cl) * \vartheta^{T-20} + Mrt Rad) \quad (6.3)$$

$$Mrt_{CL} = k_{CL} * (CL) \quad (6.4)$$

$$Mrt Rad = (Rc_{Rad}) * (DL) * (I) + (fuv) * \left(\frac{1 - e^{(-Ext_{UV^*(H)})}}{(Ext_{UV^*(H)})} \right) \quad (6.5)$$

Para analizar el consumo del oxígeno disuelto (OD), el módulo Delft3D-WAQ emplea un modelo general basado en la formulación básica de Streeter-Phelps. Este modelo considera que la concentración de OD puede disminuir por la nitrificación, mineralización y la demanda de oxígeno del sedimento ($fSOD_{out}$), e incrementarse por la reaireación.

$$Mineralización = -R_{cBOD} * (CBOD5) * \vartheta_{BOD}^{(T-20)} * \frac{(O_2) - DO_{BOD}^{Cr}}{DO_{BOD}^{Opt} - DO_{BOD}^{Cr}} \quad (6.6)$$

$$Nitrificación = -R_{c_{nit}} * (NH_4) * \vartheta_{nit}^{(T-20)} * \frac{(O_2) - DO_{nit}^{Cr}}{DO_{nit}^{Opt} - DO_{nit}^{Cr}} \quad (6.7)$$

$$Reaireación = R_{c_{rear}} * (DO_{sat} - (O_2)) * \vartheta_{rear}^{T-20} \quad (6.8)$$

$$R_{c_{rear}} = f(wind\ speed, stream\ velocity, water\ depth) \quad (6.9)$$

$$DO_{sat} = f(T, salinity) \quad (6.10)$$

El significado de los parámetros de las ecuaciones 6.2-6.10 se describe en la Tabla 6.1.

6.2.4.2 Metodología para calcular el tiempo de renovación

El TR se define como el tiempo promedio requerido para cambiar todo el volumen de agua en un dominio particular (Monsen et al., 2002). El TR establece el contexto para muchos de los procesos biológicos y químicos que ocurren dentro de los estuarios (Alber y Sheldon, 1999), siendo una medida de la efectividad de los mecanismos de transporte que promueven el intercambio del agua, para eliminar cualquier contaminante del cuerpo de agua (Wang et al., 2004).

En el caso ideal, funciona como un parámetro integrador que describe las características generales del intercambio de un cuerpo de agua sin identificar los procesos físicos subyacentes, la importancia relativa de esos procesos o su distribución espacial (Choi y Lee, 2004; Monsen et al., 2002; Wang et al., 2004). Aunque el TR implica una renovación completa del sistema, la masa introducida nunca lo abandona por completo y el tiempo de renovación nunca es completo.

El TR no depende de la concentración de trazador conservativo introducido inicialmente (Gómez et al., 2006), por lo que una concentración homogénea de 1 mg/l de un trazador conservativo fue introducida en los cuerpos de agua del AE para su cálculo. Mientras que el modelo simula el transporte del trazador, la masa residual en el cuerpo de agua varía debido a los efectos de la marea y las contribuciones del río. La distribución espacial del trazador conservativo a lo largo del dominio permite el cálculo de esta masa residual dentro del cuerpo de agua en cualquier momento específico (ecuación 6.11).

$$M(t) = \int \phi \, dvol \quad (6.11)$$

Donde t es el tiempo, M es la masa total del trazador conservativo que permanece en el sistema, ϕ es la concentración del trazador y vol es el volumen. De esta manera, si el agua disponible para evacuar el trazador conservativo se mezcla completamente con el agua presente en el dominio en cada ciclo de marea, la eliminación de $M(t)$ seguirá un proceso lineal descrito por las Ecuaciones (6.12) y (6.13).

$$\frac{dM(t)}{dt} = -\gamma M(t) \quad (6.12)$$

$$M(t) = M(0) \exp(-\gamma t) \quad (6.13)$$

Donde $M(0)$ es la masa inicial del trazador conservativo en el cuerpo de agua y γ es la inversa del TR. Por lo que, el TR se define como el tiempo requerido para reducir la masa del trazador conservativo originalmente introducido en el cuerpo de agua al 37% (e^{-1}) de su valor inicial (Choi y Lee, 2004; Wang et al., 2004). La evolución de la masa del trazador se obtiene a partir del cálculo continuo de la masa residual del mismo en todo el dominio. De esta manera, a partir de un ajuste exponencial de los resultados simulados se obtiene el valor del TR como el inverso del coeficiente γ .

6.2.4.3 Forzamiento hidrodinámico para simular un trazador conservativo

El procedimiento seguido para la calibración del modelo hidrodinámico Delft3D-Flow se describe en detalle en el capítulo 4, donde se empleó el modelo de transporte para ajustar los valores observados y medidos de nivel de agua, velocidad y salinidad. La acción del oleaje no fue tomada en cuenta debido a que el estuario interior se clasifica como un sistema dominado por la marea (Reynaud et al., 2018), donde la acción del oleaje es mínima (INOCAR y DELFT, 1984).

Tanto la marea como la descarga de los ríos son los principales mecanismos de transporte para calcular los tiempos de transporte (Cucco et al., 2009; Yuan et al., 2006). Para el cálculo del TR se puede emplear el rango de la marea real o el rango medio de la marea (Gómez et al., 2014b; Cucco y Umgieser, 2006). Cuando se utiliza el rango medio de marea se produce una sobreestimación de los resultados del TR, debido a que el efecto de la corriente de marea se enmascara, ya que las mareas vivas y muertas se atenúan (Gómez et al., 2014a). Por lo tanto, el empleo del rango real de la marea es más apropiado (Gómez et al., 2014a). La fase y el rango inicial de marea tiene poca influencia en el cálculo del TR, especialmente cuando el TR tiene valores altos (Wang et al., 2004).

La definición del régimen de caudales de un río es un proceso estadístico en el que intervienen distintos factores hidrológicos. El régimen de caudales se establece sobre la base de los datos disponibles, buscando describir la variabilidad hidrodinámica del río. El régimen de caudales a emplear dependerá de los datos de caudales o datos hidrológicos disponibles y de la capacidad de cálculo con que se cuente. Realizar un modelado de forma continua demanda una gran capacidad de cómputo y de tiempo, por lo que se hace necesario definir de forma estadística un número determinado de caudales. Este conjunto de caudales representa aproximadamente el régimen de caudal completo de un río. Una vez seleccionado el número de caudales representativos se procede a reconstruir la serie de tiempo del flujo del río, con los valores de los caudales representativos. Cuanto mayor sea el número de caudales representativos, la curva de tiempo reconstruida se aproximará más a la curva de caudales reales, pero el esfuerzo computacional necesario será mayor (Rodríguez et al., 2018). Por lo tanto, es importante seleccionar un número óptimo de escenarios de flujo que representen adecuadamente la variabilidad del régimen de flujo real con un nivel de error aceptable y que exija un esfuerzo computacional asequible.

La evaluación de la correlación entre las series de tiempo de flujo real y las series de tiempo reconstruidas se llevará a cabo utilizando el $\%RMSE$, tal como se define en la ecuación 6.14, donde $\zeta_o(t_i)$ y $\zeta_p(t_i)$ son las series de tiempo del flujo real y del reconstruido respectivamente, N_o es el número de observaciones hechas, y ΔR es el rango del caudal. Cuando $\%RMSE$ es menor que 10%, la reconstrucción puede ser considerada como excelente; cuando está entre 10–20% es considerada muy buena; cuando está entre 20–30% es considerada moderada; cuando es mayor a 30% es considerada muy pobre (Despotovic et al., 2016). Este procedimiento se realizó de forma interactiva hasta que el valor de $\%RMSE$ alcanzó un valor menor o igual al 10%.

$$\%RMSE = \frac{\left\{ \frac{1}{N_o} \sum_{i=1}^{N_o} [\zeta_o(t_i) - \zeta_p(t_i)]^2 \right\}^{\frac{1}{2}}}{\frac{\sum_{i=1}^{N_o} \zeta_o(t_i)}{N_o}} * 100 \quad (6.14)$$

Con los caudales puntuales representativos se puede construir una serie temporal de caudales de 365 días similar a la curva de caudales medidos diarios promedios. Cada caudal puntual representa el caudal de un número determinado de días, de la serie de tiempo. El tiempo de renovación del sistema estuarino se calculó para cada caudal representativo. El TR final del sistema se determinó aplicando la ecuación 6.15.

$$TR = \frac{m_1*TR_1+m_2*TR_2+\dots+m_n*TR_n}{365} \quad \{m_1 + m_2 + \dots + m_n = 365 \quad (6.15)$$

Donde TR_n es el tiempo de renovación del caudal representativo n ; y, m_n simboliza el número de días que el caudal puntual n representa.

6.2.4.4 Determinación del tiempo de renovación por zonas

Los centros urbanos son los mayores generadores de nutrientes y otros contaminantes, produciendo un deterioro en la calidad ambiental del medio acuático. La ciudad de Guayaquil es la mayor fuente de contaminación de aguas residuales industriales y domésticas en el AE (Cárdenas, 2016; Hazen y Sawyer, 2015). Además, junto a la ciudad, sobre el Estero Salado, se encuentra el principal puerto del país, así como una serie de terminales portuarias, que en conjunto gestionan, aproximadamente, el 80% de la carga no petrolera a nivel nacional (Castro, 2016). En esta área existe la presencia de residuos de hidrocarburos de petróleo por actividades de trasvase de combustible y achique de sentinas (Rodríguez, 2005). Considerando que las áreas con tiempos de retención más cortos son menos susceptibles a los efectos de los contaminantes que ingresan al sistema estuarino (Abdelrhman, 2005; Dilozenzo et al., 1994), para la selección del caso base (CB) se tomó en cuenta aquel que presenta los menores valores de TR, en el Estero Salado junto a la ciudad de Guayaquil.

Con el objetivo de tener en cuenta la complejidad del estuario y el comportamiento espacial variable se dividió el sistema estuarino en diferentes zonas. Los valores de TR del CB fueron agrupados en N grupos para reconstruir su distribución espacial. Para determinar el valor de N se siguió un procedimiento similar al descrito en la sección 4.2.4. El TR de cada una de las zonas se calculó promediando todos los valores de TR de las celdas ubicadas dentro de cada zona.

6.2.5 Modelo de calidad de agua

El modelo hidrodinámico calibrado anteriormente (ver capítulo 4) se empleó con cinco capas sigma verticales acoplándolo al módulo WAQ para la ejecución de los modelos de decaimiento bacteriano y de consumo del oxígeno disuelto. El empleo de varias capas en vertical permite conocer lo que sucede con los parámetros de interés en la columna de agua en lugar de tener un solo valor promediado en vertical de los mismos. La primera capa sigma se empleó para el análisis de los resultados, en vista de que las tomas de muestras en las estaciones de monitoreo de los parámetros químicos empleadas en la calibración fueron superficiales. Además, para el

modelado de la calidad del agua se emplearon únicamente las descargas puntuales de las PTAR (las cuales son superficiales) de las ciudades ubicadas en el AE.

No se consideró la contaminación producida por: 1) La industria (existe escasa información); 2) Las construcciones informales/ilegales que no poseen un sistema sanitario y que están ubicadas principalmente en la ciudad de Guayaquil, aledañas al Estero Salado (contaminación difusa); y, 3) La industria camaronera cuando recircula y vacían el agua de las piscinas camaroneras (contaminación puntual).

Debido a que existe poca información de los caudales y de la concentración de los parámetros químicos de las descargas, se consideraron valores promedios semestrales. Esta información fue facilitada por las empresas encargadas de la prestación del servicio de tratamiento de aguas residuales que operan en Guayaquil, Samborondón y Posorja. No se pudo obtener la información de la ciudad de Durán; por lo que los valores de descarga y concentración de los parámetros químicos se obtuvieron del estudio de impacto ambiental y social para la construcción de la planta de aguas residuales de las esclusas (Hazen y Sawyer, 2015). El módulo Delft3D-WAQ requiere datos de condiciones de contorno, los cuales fueron obtenidos del Instituto Oceanográfico de la Armada (INOCAR, 2010).

Para la calibración del modelo se emplearon los valores promedios de las estaciones de muestreo de calidad de agua ubicadas a lo largo del sistema estuarino (Figura 6.1), las cuales provienen de diferentes fuentes de información. En La Tabla 6.1 se indican los parámetros, variables de estado y los coeficientes de los procesos para el modelado aplicados al sistema estuarino del GG.

Tabla 6.1. Variables de estado y coeficiente de los procesos para el modelo Delft3D-WAQ aplicados al sistema estuarino.

Variable	Parámetro	Descripción	Tipo de dato	Valor	Unidad
Temp	T	Temperatura	Campo escalar	Serie de datos	°C
RcNit	Rc_{nit}	Tasa de nitrificación de primer orden	Constante	0.1	1/d
RcBOD	Rc_{BOD}	Tasa de decaimiento de la DBO	Constante	0.3	1/d
Salinity	$salinity$	Salinidad	Campo escalar	Serie de datos	g/kg
Vwind	$wind\ speed$	Velocidad del viento a 10 metros sobre el nivel del agua	Constante	3.2	m/s
Swrear	(-)	Selector de opciones para coeficiente de transferencia.	Constante	7	(-)
Klrear	(-)	Coefficiente de transferencia de la reaeración	Constante	1	1/d
RcBOD	Rc_{BOD}	Tasa de primer orden a 20 °C	Constante	0.3	1/d
COXBOD	DO^{Cr}	Concentración crítica de oxígeno	Constante	1	g/m ³
OOXBOD	DO^{Opt}	Concentración óptima de oxígeno	Constante	5	gO ₂ /m ³
fSODout	$fSOD_{out}$	Flujo de la demanda de oxígeno de sedimentos de orden cero	Campo escalar	Serie de datos	gO ₂ /m ² /d
RcMrtEcoli	Rco	Tasa de mortalidad de primer orden de <i>E. coli</i>	Constante	0.8	1/d ¹
TcMrtEcoli	θ	Coefficiente de temperatura para la mortalidad de <i>E. coli</i>	Constante	1.07	(-)
CTMrtEcoli		Temperatura crítica para la mortalidad de <i>E. coli</i>	Constante	2	°C
Rad_uv	I	Radiación UV en el límite superior del segmento	Serie de tiempo	Serie de datos	W/m ²
CFRAD	Rc_{Rad}	Factor de conversión RAD para la tasa de mortalidad	Constante	0.086	m ² /W/d
DayL	DL	Duración del día	Constante	1	D
FrUvVL	fuv	Fracción de radiación UV en una columna de agua	Constante	0.45	(-)
ExtUv	Ext_{uv}	Extinción total por radiación UV	Campo escalar	Serie de datos	1/m ¹
SpMrtEcoli	k_{CL}	Constante de mortalidad relacionada al Cloruro	Constante	1.10E-05	m ³ /d/ g
(-)	NH_4	Concentración de amonio	Campo escalar	Serie de datos	gN/m ³
(-)	$CBOD5$	Concentración de DBOC a los 5 días	Campo escalar	Serie de datos	gO ₂ /m ³
(-)	CL	Concentración del cloruro derivada de la concentración de la salinidad	Campo escalar	Serie de datos	g/m ³

6.2.6 Paso 3: Valoración de los servicios ecosistémicos

Para la valoración de los SE de depuración y asimilación de aguas residuales, provisión de alimento, y oportunidades de recreación y turismo, se consideraron cinco casos, los cuales tienen en cuenta la instalación de represas, esclusas y barreras en determinados lugares del sistema estuarino:

- Caso 1: Sistema estuarino después de la instalación de la represa Daule-Peripa.
- Caso 2: Antes de la instalación de la represa Daule-Peripa.

- Caso 3: Después de la instalación de la represa Daule-Peripa y con esclusas ubicadas en el Estero Cobina (Figura 6.1).
- Caso 4: Después de la instalación de la represa Daule-Peripa y con una barrera ubicada en el Río Guayas. La ubicación de esta barrera fue propuesta como una posible solución a las inundaciones que a futuro podría sufrir la ciudad de Guayaquil por el aumento de los niveles de agua (Stenfert et al., 2016) (Figura 4.15a).
- Caso 5: Después de la instalación de la represa Daule-Peripa, con una barrera ubicada en el Río Guayas y esclusas localizadas en el Estero Cobina.

Dentro de estos cinco casos se seleccionó uno al que se llamó CB y sobre el cual se realizaron el resto de los cálculos. La selección del CB se realizó empleando el criterio expuesto en la sección 6.2.4.4.

6.2.6.1 Valoración del servicio ecosistémico de depuración y asimilación de aguas residuales

Para la valoración de este SE se llevó a cabo una comparación de los valores de TR de cada escenario, en cada una de las zonas establecidas. Para ello se empleó la ecuación 6.15.

$$\Delta TR = \frac{TR_r - TR_i}{TR_r} \quad (6.15)$$

Donde ΔTR es la variación del TR en cada zona; TR_r es el TR del caso base; y, TR_i es el valor del TR del caso a analizar en la zona i .

Los valores negativos de ΔTR indican que, dentro de esa zona, en el escenario que se está comparando, el TR_i es mayor. Es decir, la acción antropogénica por la instalación de infraestructuras de regulación produce un deterioro en la capacidad del SE de depuración y asimilación de aguas residuales, mientras que, si el valor es positivo indica lo contrario.

6.2.6.2 Servicio ecosistémico oportunidades de recreación y turismo

En el AE existen AP donde se realizan actividades turísticas, como buceo, pesca y avistamientos de aves y delfines (Iturralde et al., 2016; MAE, 2010, 2008). Adicionalmente, existen sitios turísticos como malecones y playas que son empleadas ocasionalmente por los pobladores de los asentamientos rurales ubicados en el GG. El resto de los canales son considerados como áreas potencialmente turísticas. Para la valoración de este servicio se tomó en cuenta un indicador indirecto correspondiente al porcentaje de tiempo, durante el día (de 06h00 a 18h00), en que los valores de *E. coli* están por debajo de 200 NMP/100ml (%*E. coli*), el cuál es el valor

máximo permisible establecido para fines recreativos mediante contacto primario, acorde con la normativa legal ecuatoriana (MAE, 2015). Este criterio se evaluó en una escala de 0-100. Los valores de *E. coli* en cada nodo de la malla se obtuvieron de la simulación en época seca durante el mes de septiembre, cuando los caudales son más bajos. Una vez calculada la superficie de valores de % *E. coli* se procede a calcular el valor promedio de % *E. coli* por zonas. El índice de variación del SE de oportunidades de recreación y turismo (ORT) se calculó con la siguiente ecuación:

$$\Delta ORT = \frac{\%E.coli_r - \%E.coli_i}{\%E.coli_r} \quad (6.16)$$

%*E. coli*_r representa el porcentaje de tiempo en que *E. coli* es menor a 200 NMP/100ml, del caso base y %*E. coli*_i es el % *E. coli* del caso con el cual se está comparando. Los valores positivos de ΔORT indican que, dentro de esa zona, en el escenario que se está comparando, por acción de los procesos de advección, dispersión y reacción, el porcentaje de tiempo con niveles inferiores a 200 NMP/100ml de *E. coli* ha disminuido, lo que implica que la acción antropogénica produce un deterioro en la capacidad del SE de oportunidad de recreación y turismo. Mientras que, si el valor es negativo, indica lo contrario.

6.2.6.3 Servicio ecosistémico de provisión de alimento

Para valorar este SE se ha empleado un indicador indirecto conocido como criterio de idoneidad biológica (IB) para el crecimiento óptimo de las especies (Weiss et al., 2018) dentro del AE. Para este estudio se consideró a *Penaeus vannamei* como especie clave, ya que es la especie mayormente empleada en las piscinas camaroneras. Los umbrales de idoneidad biológica se basaron en estudios previos, de acuerdo a la Tabla 6.2.

Tabla 6.2. Parámetros para mediar la idoneidad biológica

Variable	Umbral	Referencia
Temperatura	24-32 °C	(FAO, 1988, 2004)
Salinidad	15-32 ‰	(Fraga-Maicá et al., 2014)
Oxígeno disuelto	5-10 mg/L	(Cuéllar et al., 2010; Tenório et al., 2015)

Se emplearon las series de valores de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto obtenidas del modelo matemático para determinar la idoneidad biológica del agua estuarina. Los parámetros

se evaluaron de acuerdo con el porcentaje de tiempo (escala de idoneidad de 0 a 100) que permanecieron dentro del umbral biológico para esta especie, durante el mes de septiembre (cuando los caudales son más bajos). La IB se calculó integrando la probabilidad de que los tres parámetros se cumplan simultáneamente. Para ello, se consideraron estos parámetros como sucesos condicionales independientes.

$$P_{IB}(T \cap S \cap OD) = P(T) * P(S) * P(OD) \quad (6.17)$$

Una vez calculada la superficie de probabilidad de condiciones idóneas se procedió a calcular la probabilidad promedio por zonas. El índice de variación del SE de provisión de alimento se calculó con la siguiente ecuación:

$$\Delta Alimento = \frac{P_{IBr} - P_{IBi}}{P_{IBr}} \quad (6.18)$$

P_{IBr} representa la probabilidad del caso base, y P_{IBi} es la probabilidad del caso de estudio con el cual se está comparando. Los valores positivos de $\Delta Alimento$ indican que, dentro de esa zona, en el escenario que se está comparando, la probabilidad del cumplimiento de los umbrales de idoneidad biológica ha disminuido, lo que implica que la acción antropogénica produce un deterioro en la capacidad del SE de provisión de alimento. Mientras que, si el valor es negativo indica lo contrario.

6.3 Resultados

6.3.1 Determinación de caudales representativos

La Figura 2.9 (ver capítulo 2) muestra los caudales diarios promedios desde 1963-2015 en el Río Babahoyo. En el caso del río Daule se dividió en dos períodos 1963-1987 y 1988-2015. Con la suma de los caudales de los dos ríos se obtuvo el caudal total que ingresa al Río Guayas. Se puede observar que con la presa Daule-Peripa se reguló el pico de caudales que se produce en época de lluvia en el río Daule y que en época seca los caudales aumentan. En una situación ideal se podría simular la serie de caudales de un año entero, pero demandaría un gran esfuerzo de cálculo.

En la Figura 6.3a se muestra la curva de variación de valores $\%RMSE$ para cada número de caudales representativos en el período 1988-2015. Se puede observar que se alcanza un valor de 10% cuando se tienen 8 caudales representativos. En la Figura 6.3b, la línea roja punteada indica el valor de los caudales representativos puntuales y la frecuencia.

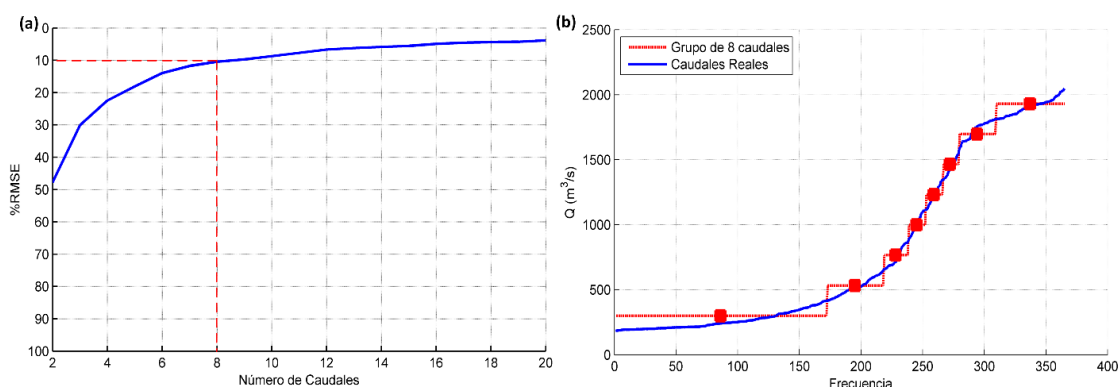


Figura 6.3. Distribución de los caudales diarios (periodo 1988-2015): (a) % $RMSE$ en función del número de caudales representativos seleccionados; (b) La frecuencia en días y los valores de cada uno de los caudales representativos.

Los valores de frecuencia y de caudales representativos fueron ordenados para reproducir la serie de caudales en un año. La figura 6.4 indica la comparación de la serie temporal reconstruida (línea roja punteada) con la serie de caudales reales (línea negra), para los grupos de 8 caudales.

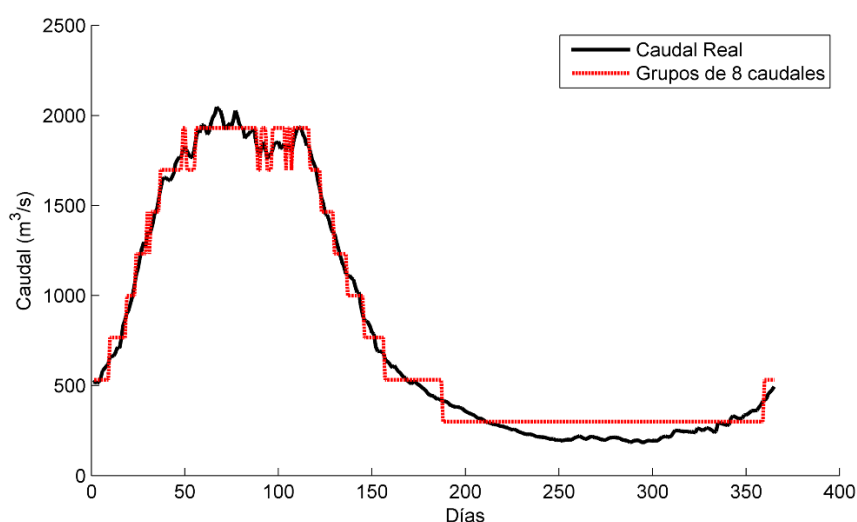


Figura 6.4. Caudales reales vs caudales reconstruidos con caudales representativos (periodo 1988-2015).

6.3.2 Calibración del modelo de calidad del agua

En la Figura 6.5 se muestran los valores observados y modelados de la salinidad durante la calibración del modelo, en un ciclo de marea. Los valores de % $RMSE$ varían desde 13.9 a 1.1 en mareas muertas (Figura 6.5a) y desde 1 a 15 en mareas vivas (Figura 6.5b), por lo que el ajuste entre ambas series se considera de excelente a muy bueno.

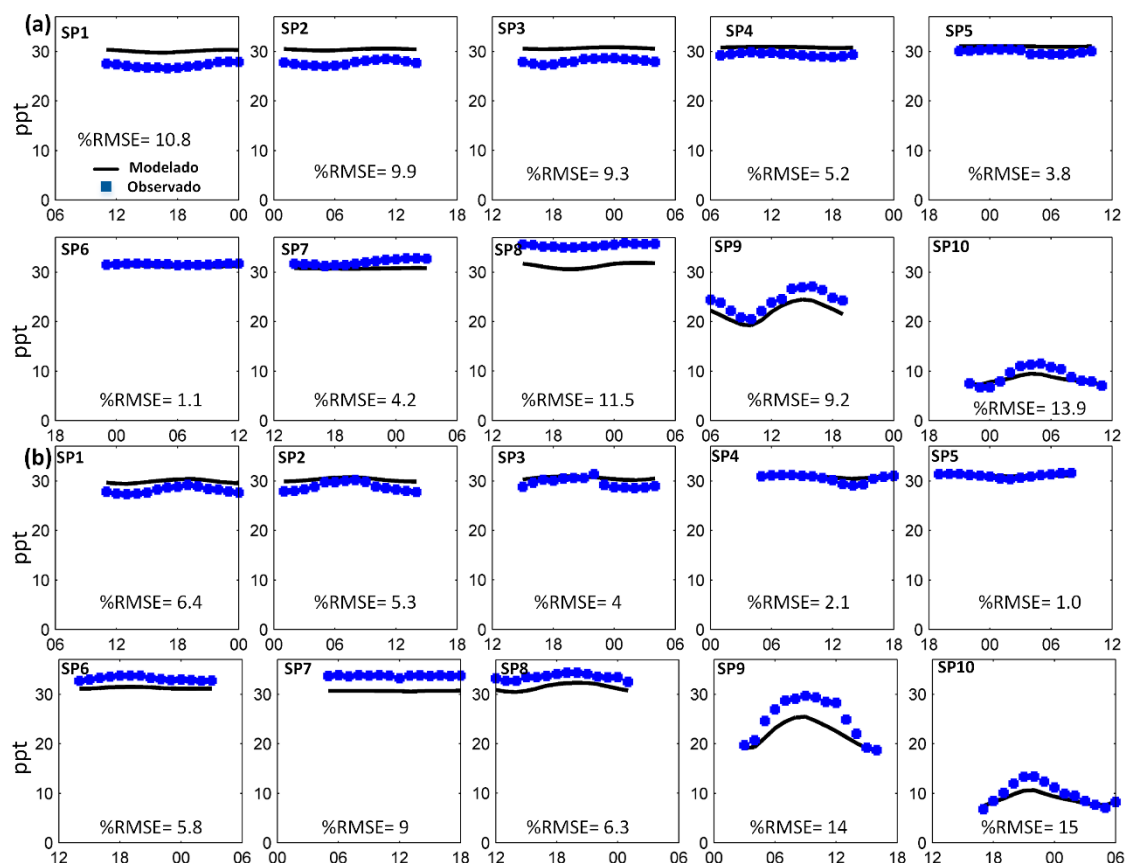


Figura 6.5. (a) Concentraciones de salinidad observadas y simuladas durante mareas muertas; (b) Concentraciones de salinidad observadas y simuladas durante mareas vivas.

En la Figura 6.6 se muestra los resultados de la calibración de los modelos de *E. coli* (Figura 6.6a) y oxígeno disuelto (Figura 6.6b) en cada una de las estaciones. Como se mencionó anteriormente, debido a la limitada cantidad de observaciones en cada estación, se trabajó con valores promedios.

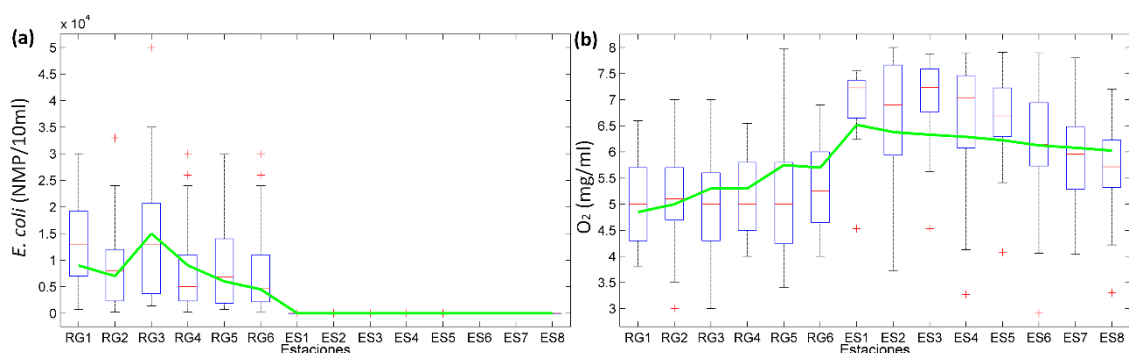


Figura 6.6. Valores observados (diagrama de cajas) y modelados (línea verde) durante la calibración de los modelos: (a) *E. coli*; (b) Oxígeno disuelto.

6.3.3 Determinación del tiempo de renovación

El tiempo de renovación fue calculado en cada uno de los nodos de la malla del modelo hidrodinámico empleando el criterio expuesto en la sección 6.2.4.3. Este cálculo se realizó para cada uno de los caudales representativos y para cada escenario, obteniéndose 40 mapas de distribución del TR en el AE. Los valores de TR variaron desde 1 hasta 284 días en las diferentes combinaciones de los escenarios modelados. En la Figura 6.7a se muestra un ejemplo de la distribución de los valores del TR del sistema estuarino (combinación del caso 1 con primer caudal representativo). Como se puede observar, los valores más bajos se encuentran al inicio del Río Guayas y van aumentando aguas abajo del río, canal Cascajal y aguas arriba del Estero Salado, encontrándose los valores más altos en el lado de la ciudad de Guayaquil que está colindante al Estero.

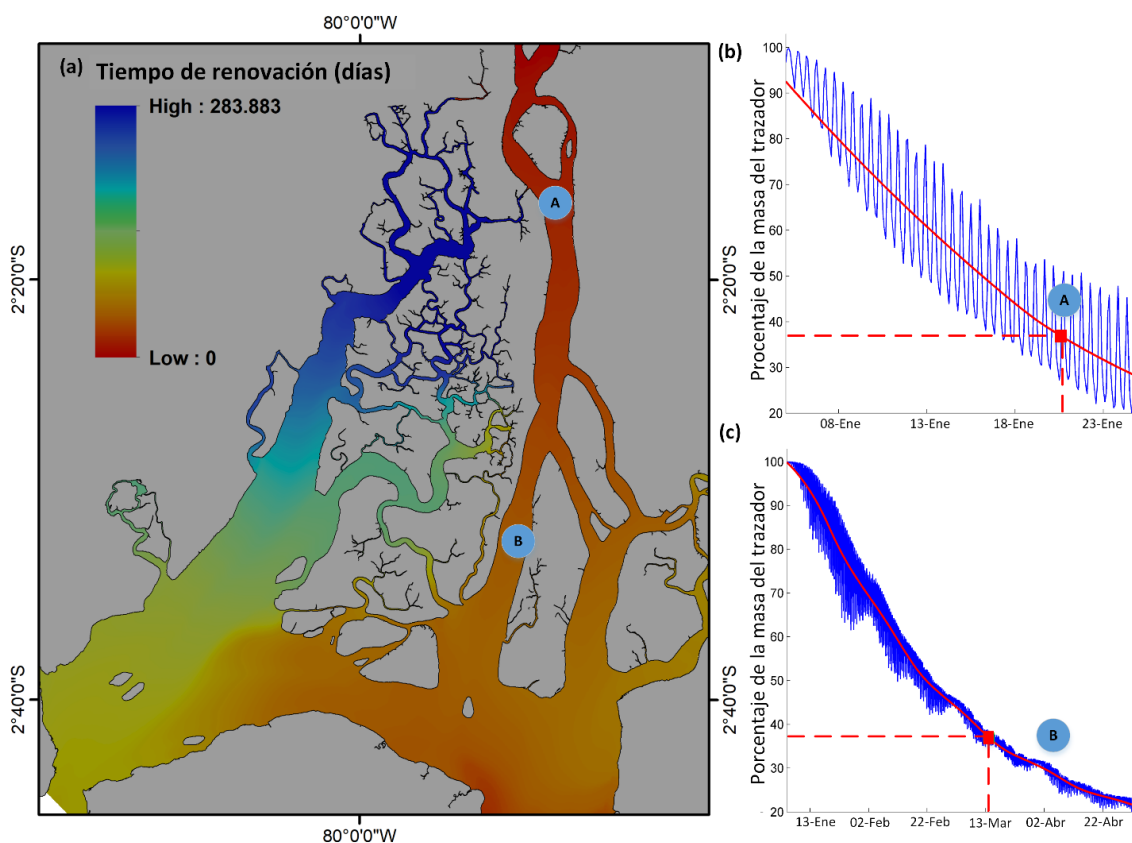


Figura 6.7. Tiempo de renovación: (a) TR a lo largo del sistema estuarino; (b)y(c) Variación de la masa del trazador conservativo en dos puntos del Río Guayas.

Las Figuras 6.7b y 6.7c muestran la evolución de la masa del trazador conservativo en los puntos A y B de la malla del modelo ubicados aguas arriba y aguas abajo del Río Guayas, respectivamente. Se puede observar cómo los valores de la masa del trazador fluctúan de manera decreciente por la acción de la marea y el caudal. Para determinar el valor del TR se

aplicó una función de suavizado de la curva (línea roja) y se determinó el punto que cortaba la curva cuando la masa del trazador conservativo alcanzó el valor de 37%. Como se puede ver el valor del TR del punto A (16 días) es menor que el obtenido para el punto B (68 días).

6.3.4 Tiempo de renovación por zonas

De todas las simulaciones realizadas, los TR más altos se ubicaron en el Estero Salado junto a la ciudad de Guayaquil y a los terminales portuarios; siguiendo el criterio establecido en la sección 6.2.4.4. se determinó como caso base al Caso 1 ya que presentaba los valores de TR más bajos en el sector de interés. Debido al amplio rango de variación de los valores de TR, se analizó la distribución de los TR en el CB. Aplicando el criterio de $\%RMSE \leq 10\%$, la mejor representación de la distribución de TR se obtiene con un número de 7 grupos (Figura 6.8a), cada uno de ellos cubre un rango determinado de valores de TR. Estos rangos de valores permitieron reclasificar los TR distribuidos a lo largo del AE en 16 zonas. Las zonas A, B y C pertenecen al Río Guayas; las zonas D y E están en el canal de Cascajal; y, las zonas desde la F hasta la P pertenecen al Estero Salado. Las zonas F y C están en la boca del Estero Salado y Río Guayas, respectivamente. En la Figura 6.8b se muestra la ubicación de cada una de las zonas, junto con el valor promedio de TR calculado en cada una de ellas.

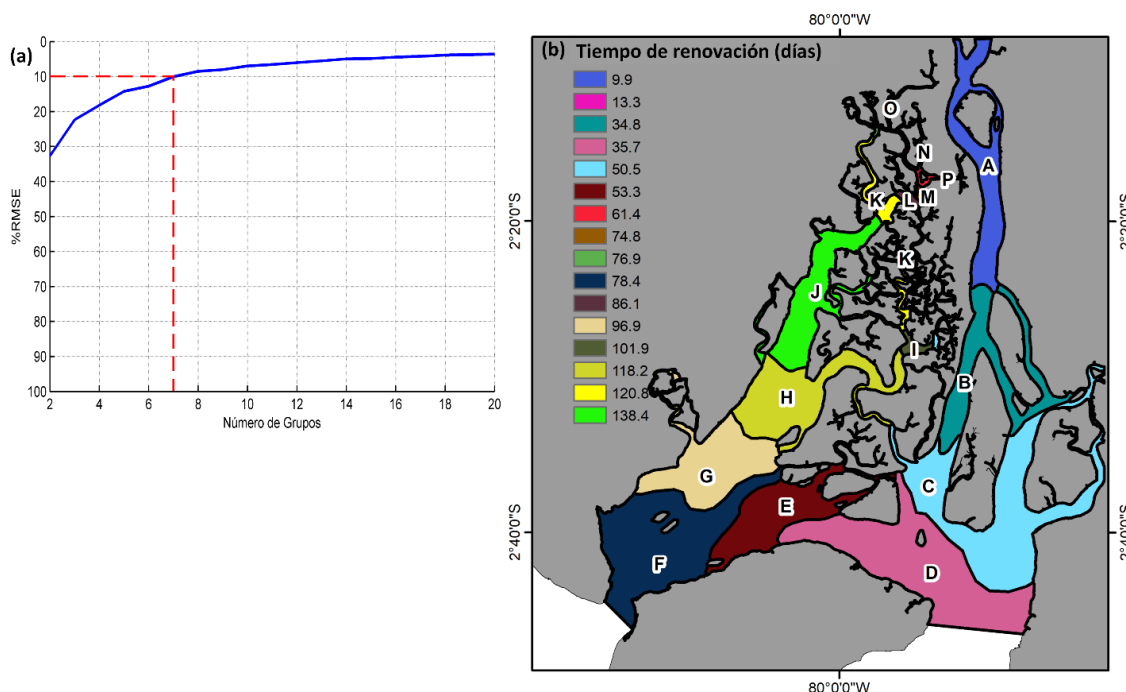


Figura 6.8. (a) $\%RMSE$ en función del número de grupos de TR; (b) Valor promedio del TR del CB en cada una de las zonas.

6.3.5 Valoración del servicio ecosistémico de depuración y asimilación de aguas residuales

Mediante el empleo de la ecuación 6.15, se evaluó el SE de depuración y asimilación de vertidos de aguas residuales comparando los valores de TR obtenidos en cada una de las zonas con los valores de TR del CB. En la Figura 6.9a se representan los valores de ΔTR en cada caso analizado para cada una de las zonas en las que se ha dividido el estuario. Se puede observar como en las zonas D, E y F (canal Cascajal y boca del Estero Salado) el ΔTR es positivo, lo que significa que el TR_r es mayor que el TR del resto de casos. En la zona A (parte superior del Río Guayas), ΔTR es positivo en todos los casos excepto en el Caso 2, lo que significa que el $TR_r > TR_2$. En la zona B (Río Guayas parte inferior), el ΔTR es negativo excepto en el Caso 3, lo que significa que en este caso el $TR_r > TR_3$. En las zonas M, N, O y P, que son las de mayor interés, el valor ΔTR es negativo en todos los casos, lo que significa que el TR_r es menor en dichas zonas. En cada uno de los escenarios el efecto de la acción del ser humano con respecto al TR es distinto en cada zona. Si consideramos a todo el sistema estuarino como una sola zona, da como resultado un ΔTR negativo en todos los casos excepto en el caso 4, el cual tendría el valor de TR_r más bajo (Figura 6.9b).

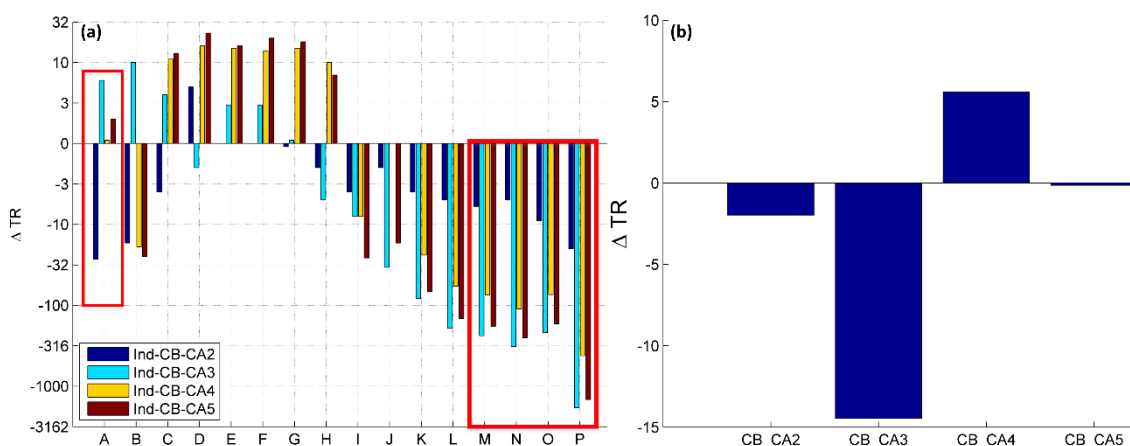


Figura 6.9. (a) ΔTR por zonas y por cada caso; (b) ΔTR por cada caso y con una sola zona general.

6.3.6 Oportunidades para recreación y turismo

En las Figuras 6.10 a y b se muestra el valor del porcentaje del tiempo (de 06h00 a 18h00), en el CB en cada una de las zonas, en la que el nivel de *E. coli* es inferior a 200 NMP/100ml. Las zonas con menores valores de probabilidad están en las zonas A, N, O y P, junto a las grandes ciudades. La zona A se encuentra en el Río Guayas en donde la actividad turística se limita a la navegación

recreacional, mientras que en las zonas O y P existen áreas donde se realizan actividades de buceo y baño, respectivamente.

La Figura 6.10c muestra los valores de ΔORT en aquellas zonas donde ha existido variación del %*E. coli*. ΔORT presenta valores positivos (porcentaje de tiempo en que los niveles de *E. coli* <200 NMP/100ml en el CB es mayor que en el caso que se está analizando) en la zona A con respecto al caso 5 y en la zona O con respecto al caso 4. En el resto de los escenarios la variación es negativa.

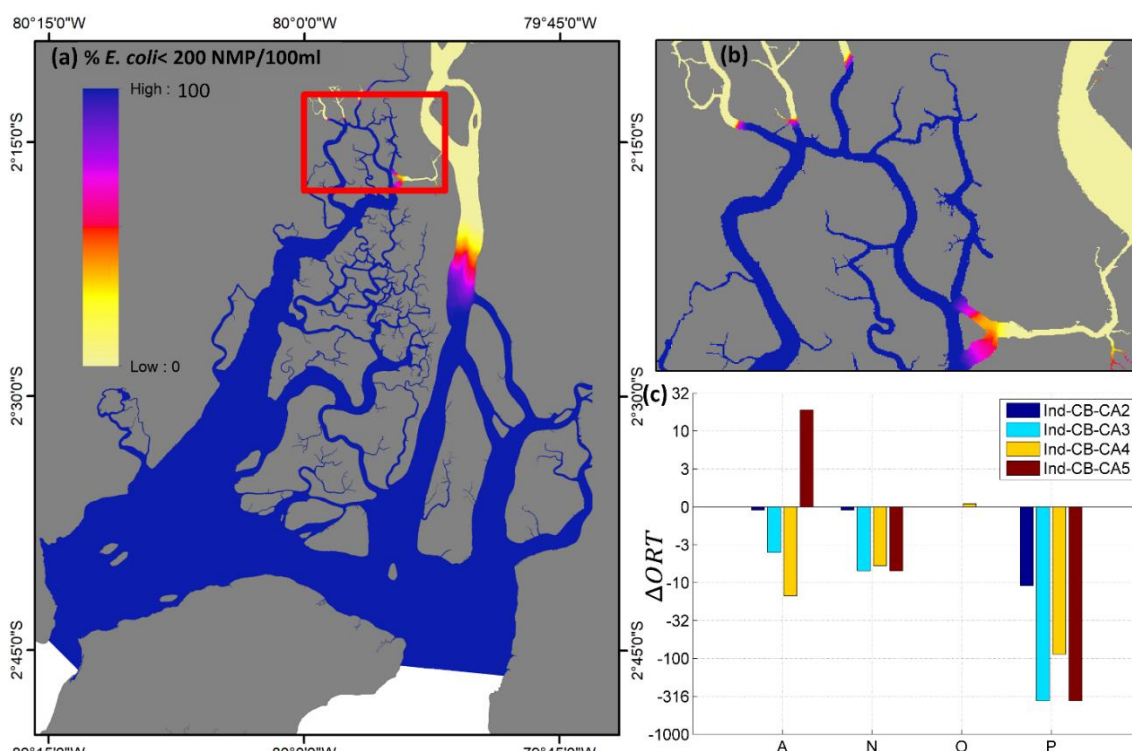


Figura 6.10. (a) y (b) Porcentaje de tiempo promedio de *E. coli* < 200 NMP/100ml en el caso base; (c) ΔORT entre el caso base y los demás casos por zonas.

En la Figura 6.11a se muestra la variación porcentual de *E. coli* <200 NMP/100ml en cada uno de los casos analizados para la zona A. La distribución de la probabilidad en el caso base, caso 2 y caso 3 son muy parecidas, por lo que ΔORT entre CB-CA2 y CB-CA3 varía de -1% a -4%, respectivamente. Por el contrario, las diferencias entre los casos 4 y 5, y el caso base difieren considerablemente. En el caso 4, el área de probabilidad <100% es menor al área del CB, por lo que ΔORT es -15%. En el caso 5, ΔORT es 19%, a pesar de que el área de probabilidad <100% es ligeramente menor al área del CB, pero el área de probabilidad < 6,3% es mucho mayor que en el CB.

En la Figura 6.11b, se observa que la presencia de las esclusas restringe el paso del flujo de agua desde el Río Guayas hacia las zonas N y P, por lo que, la contaminación en estas zonas es mínima.

Esto se refleja en los valores del ΔORT en la zona P, comparando el CB con los casos 3 y 5, en donde el valor de ΔORT es de 363% en ambos casos, mientras que en la zona N es de 6.5% en ambos casos. En los casos donde se considera la no presencia de las esclusas se puede observar como la contaminación que viene del Río Guayas reduce la probabilidad de tiempo en que el nivel de *E. coli* es inferior a 200 NMP/100ml.

En la zona O se representa la contaminación de *E. coli* que viene desde las urbanizaciones ubicadas en los canales internos. El % *E. coli* es similar en el CB y en los casos 2, 3 y 5 por lo que $\Delta ORT=0$ mientras que en el caso 4 ΔORT es positivo.

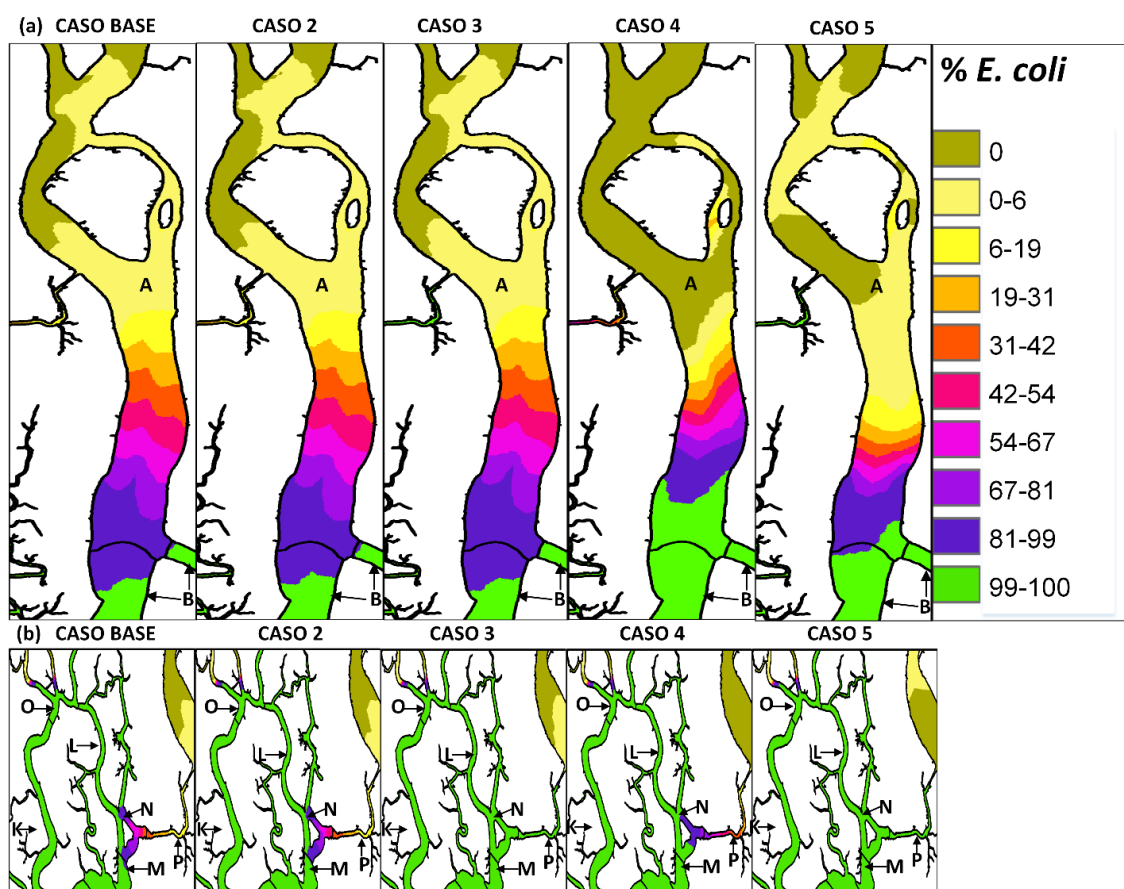


Figura 6.11. (a) Distribución de la probabilidad de tiempo con *E. coli* < 200 NMP/100ml en las zonas A y B; (b) Distribución de la probabilidad de tiempo con *E. coli* < 200 NMP/100mL en las zonas K, L, M, N, O y P

6.3.7 Servicio ecosistémico de provisión de alimento

Para valorar este SE se empleó el indicador indirecto IB, para el cual se consideraron tres parámetros condicionales e independientes. En las Figuras 6.12 a, b y c se muestra la distribución espacial, en el CB, de la probabilidad de que las variables se encuentren dentro del umbral establecido para la especie *Penaeus vannamei*. La probabilidad de que la variable temperatura

se encuentre dentro del umbral establecido es del 100%. En el AE existen sectores en donde el rango idóneo de OD tiene una probabilidad de ocurrencia inferior al 100%. Estas áreas se encuentran localizadas junto a las ciudades de Guayaquil, Samborondón, Duran y en algunos bajos a lo largo del sistema estuarino. Debido a los aportes fluviales, la salinidad es la que tiene mayor variación de los tres parámetros, por lo que encontramos valores de probabilidad de ocurrencia del rango óptimo inferior al 100% desde los ríos Daule y Babahoyo hasta la parte central del Río Guayas. En las Figuras 6.12 d-e, se muestran los valores de probabilidad de la IB, encontrándose los valores más bajos en las zonas A y P. En la Figura 6.12f se muestra $\Delta Alimento$ donde la variación porcentual promedio es mayor a 0. En las zonas M y P los valores de $\Delta Alimento$ son negativos, lo que significa que los valores de P_{IBi} promedios en cada uno de los casos son mayores que P_{IBr} promedio.

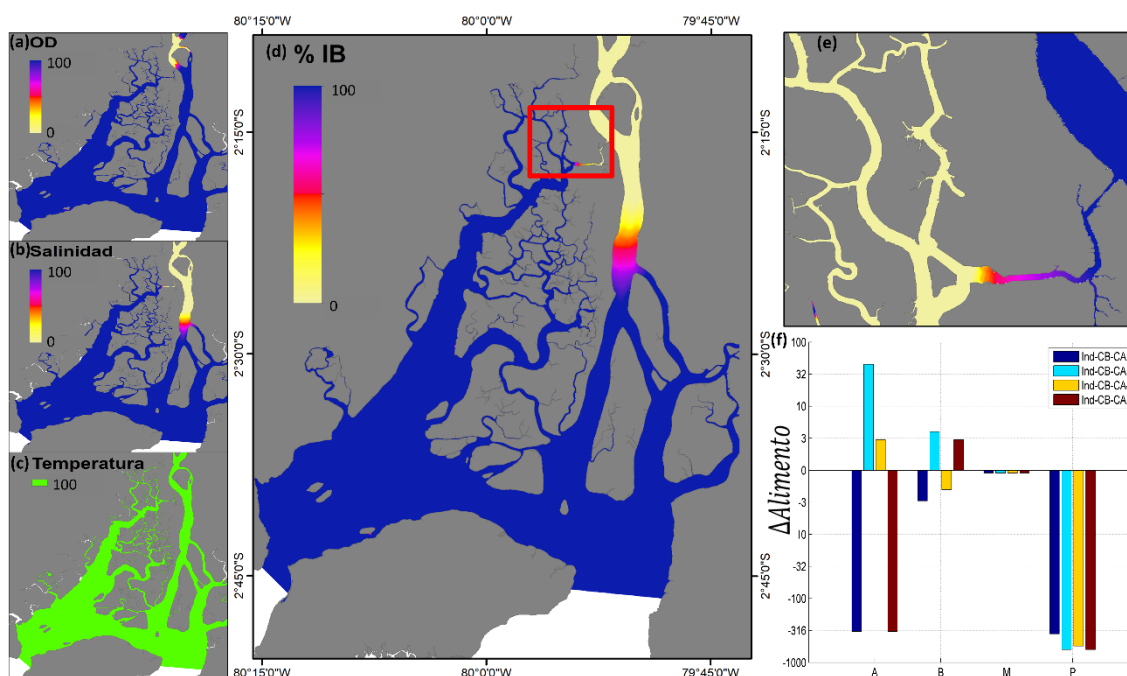


Figura 6.12. (a) (b) (c) Distribución de la probabilidad dentro de los umbrales del oxígeno disuelto, salinidad y temperatura; (d) (e) Probabilidad promedio de la IB en el caso base; (f) $\Delta Alimento$ entre el caso base y los demás casos.

En la Figura 6.13a, se muestra la variación de P_{IB} la en las zonas A y B. En la zona A, los valores de P_{IBr} son mayores que en los casos 3 y 4 mientras que los valores P_{IBr} son menores que los del caso 2 y 5. En la zona B, el P_{IBr} es mayor que en los casos 3 y 5 mientras que es menor que en los casos 2 y 4. En la Figura 6.13b, se observa el impacto que produce la presencia de las esclusas, ubicadas en el estero Cobina, ya que impide el paso del flujo de agua que proviene del Río Guayas bajo en salinidad y en concentración de oxígeno (por efecto de las descargas de aguas residuales de las ciudades ubicadas aguas arriba del Río).

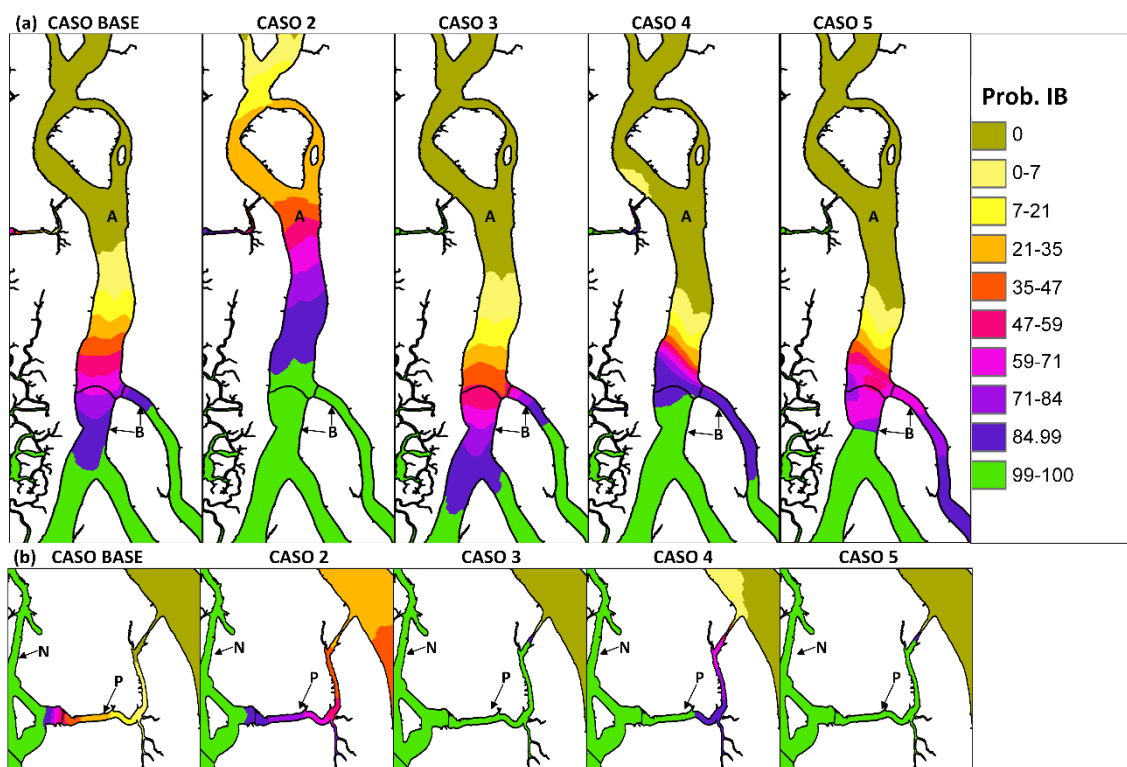


Figura 6.13. (a) Distribución de la probabilidad de la IB en las zonas A y B; (b) Distribución de la probabilidad de la IB en las zonas K, L, M, N, O y P.

6.4 Discusión

Algunos autores consideran la concentración del nitrógeno y del fósforo como un buen indicador del servicio ecosistémico de depuración y asimilación de aguas residuales (Böhnke-Henrichs et al., 2013; Hasler et al., 2016). Niveles muy altos de estos nutrientes pueden causar la eutrofización del cuerpo de agua y una reducción del oxígeno disuelto. La simulación numérica de nutrientes requiere una gran cantidad de datos, especialmente en un sistema estuarino de estas dimensiones, por lo que la poca disponibilidad de datos en el área de estudio dificulta la calibración de los parámetros que requiere un modelo de calidad de agua del nitrógeno y del fósforo (Yin et al., 2016). La evaluación de la variación de la masa de un trazador conservativo se utilizó para determinar el tiempo de renovación, el cual es empleado para estimar de forma indirecta el efecto de los vertidos en la calidad del agua, ya que cuando el tiempo de renovación sea mayor la contaminación permanecerá más tiempo en el cuerpo de agua. El estudio del TR permite valorar también el efecto de las alteraciones hidromorfológicas en la calidad del agua. Este método es sencillo y puede ser empleado en cualquier sistema, especialmente cuando no se dispone de datos para determinar la variación de los niveles de eutrofia o el ciclo del nitrógeno.

Con la metodología empleada en este trabajo se pudo reducir de 365 caudales promedios diarios a ocho caudales representativos, alcanzando una adecuada reconstrucción de la serie de caudales. La reducción significativa del número de caudales a simular permitió reducir el esfuerzo computacional y el tiempo de cálculo. En las diferentes combinaciones de casos y caudales representativos (40 en total), el tiempo de renovación varió desde 1 hasta 284 días. La instalación de diques tanto dentro del sistema estuarino como en uno de sus afluentes (río Daule) tiene un impacto en su hidrodinámica y, por lo tanto, en la magnitud del tiempo de renovación ya que produce que este indicador varíe no linealmente en todo el sistema.

La variación espacial del tiempo de renovación en los diferentes casos y zonas permite obtener un indicador ΔTR que refleja la complejidad geométrica y morfológica del sistema estuarino y que representa el efecto de la acción antropogénica en el sistema. ΔTR provee información importante a los tomadores de decisión, para conocer si sus decisiones producen un deterioro o una mejora de las condiciones de referencia del cuerpo de agua en las áreas de interés. Por ejemplo, en las zonas más internas del Estero Salado, que son las de mayor interés, en vista que presentan los valores más elevados de TR y reciben importantes cargas contaminantes, el TR se incrementa en todos los casos, es decir, en todos los escenarios propuestos se produce un deterioro de las condiciones de referencia del cuerpo de agua. Los resultados de esta evaluación muestran que haber instalado la represa de Daule - Peripa para aumentar el valor del caudal en época seca y no instalar diques dentro del sistema estuarino tiene una repercusión positiva para la calidad del agua del sistema estuarino, en las zonas de interés.

Así mismo, se observa que realizar un análisis global del ΔTR , no ofrece suficiente información al tomador de decisiones, pues con un solo valor en todo el sistema no se puede discernir cual es el efecto de la acción del ser humano en las zonas o áreas de mayor interés. En este caso, si se considera una sola zona que cubra el área de estudio, para el análisis del TR el menor valor global se obtuvo para el caso 4, mientras que, si se realiza el análisis tomando en cuenta varias zonas, en el área de estudio, en las áreas de mayor interés, los menores valores de TR se obtuvo en el CB.

La metodología propuesta para la valoración del servicio ecosistémico de provisión de alimento permitió emplear las series de datos obtenidas del modelo matemático para la determinación de las áreas en las que se puede tomar agua con las mejores condiciones para las piscinas camaroneras. Cerca del 93% del área de estudio, en el caso de referencia, cumple con una idoneidad biológica mayor al 97%, lo que significa que este sistema estuarino ofrece condiciones

idóneas para el cultivo de camarón, en lo que a la calidad de agua respecta. Los valores más bajos de la idoneidad biológica se ubicaron en la parte alta del Río Guayas, la cual se ve influenciada por las descargas de aguas residuales de las ciudades (baja concentración de oxígeno disuelto) y los aportes fluviales (baja concentración de salinidad).

Los resultados obtenidos indican que la salinidad es el parámetro más influyente dentro del área de estudio, ya que la distribución de la probabilidad de la idoneidad biológica es similar a la distribución de la probabilidad de cumplimiento del criterio de salinidad para la especie *Penaeus vannamei*.

Niveles altos de *E. coli* son un peligro para la salud humana y constituyen un factor que influye negativamente en la percepción del turista (Pouso et al., 2018). La metodología propuesta para la valoración del SE oportunidades de recreación y turismo permitió emplear las series de datos obtenidas del modelo matemático para la determinación del porcentaje del tiempo en que el nivel de *E. coli* es menor a 200 NMP/100ml, durante el día (06:00-18:00). Es importante mencionar que para esta simulación se consideró únicamente la contaminación puntual de los vertidos de las PTAR de las ciudades. En el caso de referencia, el 92% del área de estudio presenta un porcentaje de tiempo superior al 93% con niveles de *E. coli* menores a 200 NMP/100ml. El área donde se presenta el porcentaje de *E. coli* con valores mayores a 200 NMP/100ml está ubicada cercana a las descargas de aguas residuales de las ciudades localizadas al norte del Río Guayas, por lo que el servicio ecosistémico de oportunidades de recreación y turismo es muy sensible a la distancia entre las aguas de baño y los sitios donde se encuentran las descargas (Huang et al., 2017).

Los modelos numéricos son herramientas que permiten representar espacialmente el estado actual de los servicios ecosistémicos y permiten la generación de escenarios para facilitar la toma de decisiones por parte de gestores. En este capítulo se establecieron los indicadores ΔORT y $\Delta Alimento$, para estimar la afección en los servicios ecosistémicos oportunidades de recreación y turismo, y provisión de alimentos, respectivamente, ante la acción antropogénica.

El indicador ΔORT muestra que la construcción de barreras y esclusas produce una mejora de la condición del servicio ecosistémico de oportunidades de recreación y turismo en la mayoría de los casos y de las zonas, especialmente en el Estero Salado en vista de que estas infraestructuras son una barrera que restringe el paso de la contaminación que viene desde el Río Guayas. $\Delta Alimento$ muestra que la instalación de las infraestructuras tiene un efecto

positivo en el Estero Salado, ya que estas infraestructuras restringen el ingreso de agua con baja salinidad, mientras que en el Río Guayas sus efectos varían en los distintos casos.

Los dos servicios ecosistémicos reaccionan de forma diferente a la contaminación. La idoneidad biológica que representa el estado actual del servicio ecosistémico provisión de alimento tiene como principal parámetro la salinidad (la cual se comporta como un trazador conservativo) por lo que la variación de este servicio ecosistémico ($\Delta Alimento$) muestra una correlación positiva con ΔTR en la mayoría de los casos y zonas, es decir, una menor IB le corresponde un menor TR y viceversa.

El servicio ecosistémico oportunidades de recreación y turismo depende del tiempo que la concentración de *E. coli*, durante el día, sea superior a 200NMP/100ml. *E. coli* se comporta como un contaminante no conservativo (Martín-Díaz, 2017) que además de los procesos de advección y dispersión está sujeto al decaimiento biológico. En este capítulo se evaluó el %*E. coli* durante el día cuando la tasa de decaimiento es mucho mayor que durante la noche (Bonamano et al., 2015; Chan et al., 2015), por lo que, las condiciones ambientales tienen mayor influencia que los procesos de transporte (Bonamano et al., 2015), especialmente si el contaminante debe recorrer grandes distancias y existen conexiones entre los cuerpos de agua cerca que reciben la descarga de las aguas residuales. Es por esta razón que no se observa una correlación clara entre los ΔORT y ΔTR , ya que el TR solamente considera los procesos advectivo y difusivo.

Capítulo 7

Conclusiones y futuras líneas de investigación

7. CONCLUSIONES Y FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

El objetivo general de esta tesis fue evaluar los efectos de las decisiones sobre los usos del capital natural en un estuario tropical, considerando diferentes escenarios, mediante el desarrollo de metodologías de valoración no monetaria de servicios ecosistémicos que tengan en cuenta su naturaleza no lineal. Este objetivo fue alcanzado a través de la generación de una metodología de valoración cualitativa de la capacidad de suministro de servicios ecosistémicos de los hábitats dentro de un estuario tropical y tres metodologías de valoración cuantitativas que consideran la naturaleza no lineal de los mismos, por medio del empleo de modelos matemáticos basados en procesos.

En todas las metodologías propuestas se establecieron indicadores, los cuales permitieron analizar lo que sucede con un determinado servicio ecosistémico una vez que se materializa un escenario concreto. La generación de escenarios es una herramienta fundamental para la toma de decisiones, ya que permite a los gestores visualizar las consecuencias sobre el capital natural por la aplicación de una decisión o la implementación de una política. Es decir, la generación de escenarios permite reducir la incertidumbre que se tiene en el proceso de toma de decisiones.

El análisis de la variación espacial de la oferta de los servicios ecosistémicos es una herramienta fundamental para fomentar la conciencia, tanto de las partes interesadas como de los gestores, que facilita generar un comprometimiento para el establecimiento de estrategias de uso sostenible del capital natural, basadas en ecosistemas.

7.1 Conclusiones específicas

Evaluación de los servicios ecosistémicos de un estuario tropical con un enfoque en hábitats y escenarios

- El enfoque adoptado para evaluar los servicios ecosistémicos en el estuario de Guayaquil permitió determinar que el establecimiento de áreas protegidas tiene un impacto positivo en el mantenimiento del suministro de los servicios. Este impacto no es el mismo en todas las áreas protegidas porque depende de medidas complementarias que deben implementarse en cada caso.

- La generación sistemática de escenarios prospectivos ha permitido generar futuros alternativos y evaluar el impacto en el suministro de los servicios ecosistémicos, contando con la aportación de diferentes sectores de interés. El establecimiento de áreas protegidas junto con el establecimiento de escenarios son dos herramientas aplicables a la gestión basada en los ecosistemas que permiten a los tomadores de decisiones visualizar los efectos de sus decisiones y la ocurrencia de los eventos, promoviendo el consenso entre los grupos interesados y pasar de un enfoque pasivo a uno activo.

Evaluación del servicio ecosistémico de agua para la navegación

- El uso de un modelo hidrodinámico permite evaluar el cambio en los principales constituyentes armónicos de la marea, el factor de forma, la asimetría y el tipo de flujo dominante en todo el estuario. Estos parámetros muestran que el Golfo de Guayaquil se trata principalmente de un sistema estuarino de flujo dominante, con un importante transporte de sedimentos residuales, especialmente en el Río Guayas.
- Si se elige el método de zonificación de mareas para las correcciones de mareas, la selección de un valor único de variación del datum cartográfico entre zonas podría ser inapropiado. En este sistema estuarino, para lograr una representación confiable del datum cartográfico se requirieron tres valores de variación del datum, uno para cada canal, generando un total de 20 zonas de marea, lo que demandaría un gran esfuerzo logístico al momento de implementarlo. El método LRE es el más adecuado para este tipo de zonas con compleja hidrodinámica, mientras que el método de zonificación de mareas es más adecuado en áreas pequeñas de menor complejidad.
- La acción antropogénica en el sistema estuarino podría cambiar la ubicación del datum cartográfico y por ende tiene consecuencias en el suministro del servicio ecosistémico de agua para la navegación. La instalación de una barrera en el estuario produce cambios en la hidrodinámica y en la ubicación del datum de la carta, provocando efectos negativos (aguas arriba de la barrera) y positivos (aguas abajo de la barrera) no lineales, considerables en el suministro de este servicio. Por otra parte, el retiro de la cobertura de manglar produce un ligero ascenso de la superficie del datum de la carta.

Evaluación de los servicios ecosistémicos protección contra inundaciones y el control de la erosión

- Los modelos numéricos proporcionan una adecuada estimación del papel de los manglares en el control de la erosión y la reducción de la inundación mediante la simulación de procesos naturales como la retención de sedimentos, la prevención de la erosión y la atenuación de la velocidad de la corriente y el nivel de las mareas. Además, los modelos permiten analizar escenarios virtuales; por ejemplo, al separar el efecto de la vegetación en diferentes condiciones climáticas.
- Los valores de los indicadores definidos en este capítulo permiten cuantificar los servicios ecosistémicos de control de la erosión y de la protección contra la inundación. Sus valores cambian en el espacio de manera no lineal a lo largo de la zona de manglares y son más altos durante la ocurrencia de eventos extremos como El Niño. La cuantificación de las no linealidades constituye un aspecto importante para la adopción de decisiones de gestión ambiental. La cuantificación de estos servicios ayudará a fomentar la conciencia de mantener el hábitat en buenas condiciones para las poblaciones residentes, transitorias y especies clave.
- Los valores de FPI_i son más bajos y crecen gradualmente hacia tierra, mientras que los valores de sedimentación son más altos al comienzo de la zona de manglar y disminuyen gradualmente. Ambos varían en función del área y por lo tanto, la capacidad del manglar para suministrar los servicios de control de las inundaciones y la protección contra la erosión será más notoria si su extensión es mayor.
- Como resultado del análisis del compromiso del servicio ecosistémico de control de la erosión entre el manglar y las camaroneras, se obtuvo que la capacidad de retención de sedimentos del bosque de manglar es mayor que la capacidad de las piscinas camaroneras y de los llanos limosos y arenosos.

Evaluación de los servicios ecosistémicos de depuración y asimilación de aguas residuales, provisión de alimentos y oportunidades de recreación y turismo

- Las metodologías presentadas en este capítulo permitieron representar la variación espacial de los diferentes parámetros empleados para la generación de indicadores de los tres servicios, pudiéndose observar que varían de forma no lineal a lo largo del estuario.

- El tiempo de renovación indica el destino de un contaminante cuando ingresa al cuerpo de agua, en términos de advección y dispersión, lo que permite conocer cuál es la susceptibilidad del estuario debido a la contaminación. En el caso de estudio las áreas más susceptibles se ubicaron en el Estero Salado junto a la ciudad de Guayaquil y las menos susceptibles en el Río Guayas. La segmentación del estuario en áreas de similares valores de tiempo de renovación permitió establecer criterios de importancia y prioridad. Por lo tanto, la variación del tiempo de renovación por efecto de la acción antropogénica es un buen indicador para evaluar el servicio de depuración y asimilación de aguas residuales.
- El enfoque de valoración no monetaria de los servicios ecosistémicos de oportunidades de recreación y turismo, y de provisión de comida en términos de probabilidad o porcentaje de tiempo de condiciones óptimas para cada servicio ecosistémico fue efectiva para estimar sus condiciones e identificar las áreas más adecuadas para su desarrollo. Los indicadores indirectos de ΔORT y $\Delta Alimento$ permiten evaluar el impacto de las acciones antropogénicas de los servicios ecosistémicos oportunidades de recreación y turismo, y de provisión de comida, respectivamente.

7.2 Futuras investigaciones

En el capítulo 3 se determinaron los principales SE dentro del AE, entre los cuales se encuentra la regulación climática: secuestro de carbono. Para la determinación de este servicio se debe establecer la capacidad de almacenamiento de carbono en tres sumideros: 1) Sumidero de carbono de biomasa subterránea viva; 2) Sumidero de carbono de biomasa aérea viva; y, 3) Sumidero de carbono de suelo. Con las mediciones que se realizaron a las distintas especies de manglar para el modelo de sedimentación y las ecuaciones alométricas adecuadas, se puede estimar la capacidad de almacenamiento en los dos primeros sumideros. Con el empleo de imágenes satelitales se debe zonificar el área de estudio en función de las especies de manglar predominantes y extrapolar los valores de almacenamiento de carbono calculado en cada punto de muestreo. Para cuantificar el tercer tipo de sumidero se debe tomar muestras del suelo y realizar análisis del contenido de carbono.

En el servicio ecosistémico provisión de agua para la navegación se valoró la afectación a la profundidad cartográfica debido a la variación vertical del datum de la carta, analizando como influía este cambio en las áreas críticas. Este análisis se deberá completar considerando la afectación de la variación del lecho marino a la profundidad cartográfica, para lo cual se tendría que realizar un estudio del aporte sedimentario producto de la pérdida de suelo en las cuencas situadas en el margen oriental del Estero Salado y las cuencas situadas en la margen oriental del Río Guayas. Además, sería recomendable realizar un estudio del aporte sedimentario de los ríos Daule y Babahoyo.

Tanto el modelo hidrodinámico como el morfológico son sensibles al modelo digital de elevación. En el área de estudio existen áreas ubicadas en los llanos arenosos y limosos, y en la zona de manglares, en las cuales se debe mejorar la información de elevación, a través de metodologías más eficientes como son el empleo de láser aerotransportado.

Las piscinas camaroneras son un hábitat artificial que requiere, para su funcionamiento, del servicio ecosistémico agua para uso en acuicultura. En el capítulo 5 se determinó que durante la segunda etapa de cultivo de camarón a través de todas las camaroneras circula $\sim 559.167 \text{ m}^3/\text{s}$ de agua salina, este caudal es similar a la descarga del Río Guayas durante la estación seca. Para futuros trabajos se debería considerar la afectación que tiene el cambio del prisma de marea producto de la circulación que se produce en las camaroneras y los probables cambios en los procesos de sedimentación y erosión, los cuales afectarían al servicio agua para la navegación.

En el capítulo 3 se realizó un análisis cualitativo de la capacidad de provisión de los servicios ecosistémicos que tiene cada uno de los hábitats dentro un estuario tropical, siendo el hábitat manglar el que alcanzó la mayor puntuación. La basura marina puede deteriorar una variedad de funciones ecosistémicas y afectar la resiliencia de los ecosistemas y, por lo tanto, reducir la calidad de los servicios de los ecosistemas que proporcionan. Conforme a los resultados expuestos en el capítulo 5, los manglares tienen una gran capacidad de atrapar sedimentos, lo que ocasiona que puedan actuar como sumidero para la basura plástica marina, así como una barrera para los desechos antropogénicos antes de que se dispersen en el medio marino. Por lo tanto, se puede usar el modelo hidrodinámico desarrollado en el capítulo 4 junto con un modelo lagrangiano para determinar los sitios donde se acumulará la basura marina y evaluar los cambios en la calidad y cantidad de los servicios ecosistémicos que este hábitat proporciona.

Para realizar una evaluación más completa de la variación de la contaminación de *E. coli* producida para futuros trabajos se debe considerar la contaminación proveniente de: 1) La industria; 2) La contaminación difusa producto de las construcciones ilegales que no poseen un sistema sanitario y que están alojadas principalmente en la zona N; y, 3) La contaminación puntual que se produce por la industria camaronera cuando recircula el agua y vacían las piscinas camaroneras.

El análisis de la idoneidad biológica indica que las condiciones del agua del sistema estuarino en los canales principales presentan condiciones ideales para el cultivo de la especie *Penaeus vannamei*, pero debido al tamaño de la malla, no se pudo simular lo que sucede con la calidad del agua en los pequeños canales de marea, naturales y artificiales, que conectan los cuerpos principales de agua con los reservorios y las piscinas camaroneras. Para futuras investigaciones se recomienda el uso de mallas con una resolución pequeña anidadas a la malla del modelo desarrollado, que permitan capturar los finos detalles de geometrías de un canal de marea y modelar el comportamiento de los parámetros químicos considerados en la idoneidad biológica.

Debido a la limitada cantidad de información que existe en el área de estudio, el servicio ecosistémico de depuración y asimilación de aguas residuales fue valorado empleando el criterio del tiempo de renovación, el cual tiene la limitación de evaluar únicamente los procesos advectivos y difusivos. Se requiere hacer un monitoreo a lo largo del sistema estuarino y obtener suficiente información para calibrar el modelo de calidad de agua e incluir indicadores que permitan medir la variación de los niveles de nitrógeno y fósforo en los cuerpos de agua.

Los bosques de manglar tienen una capacidad importante para reducir la contaminación proveniente de las aguas residuales y de las descargas de las camaroneras, por lo que para estimar el SE de depuración y asimilación de aguas residuales que proporciona este hábitat es necesario realizar mediciones de campo de los parámetros químicos, durante el flujo y el reflujo de la marea, en varios puntos de la zona de manglar, a fin de obtener información que permita, por un lado, calibrar el modelo químico y determinar la reducción porcentual de la concentración de la contaminación y, por otro lado, cuantificar la cantidad de volumen de agua que circula por la zona de manglar.

Referencias

Referencias

A

- Abdelrhman, M.A., 2005. Simplified modeling of flushing and residence times in 42 embayments in New England, USA, with special attention to Greenwich Bay, Rhode Island. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 62, 339–351. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.09.021>
- ABP Research, 1999. Good practice guidelines for ports and harbours operating within or near UK European marine sites. Southampton.
- Abreu, I., Cordeiro, R., Soares-Gomes, A., Abessa, D., Maranhão, L., Santelli, R., 2016. Ecological risk evaluation of sediment metals in a tropical Eutrophic Bay, Guanabara Bay, Southeast Atlantic. *Mar. Pollut. Bull.* <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.030>
- Ahmed, M., 2016. Experimental Study On The Performance Of Submerged Breakwater As Shore Protection Structure. 2011 Int. Conf. Environ. Biosci. 4–9.
- Alber, M., Sheldon, J.E., 1999. Use of a Date-specific Method to Examine Variability in the Flushing Times of Georgia Estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 469–482. <https://doi.org/10.1006/ecss.1999.0515>
- Alday-Sanz, V., 2010. The Shrimp Book. Nottingham.
- Allen, J., Holt, J., Blackford, J., Proctor, R., 2007. Error quantification of a high-resolution coupled hydrodynamic-ecosystem coastal-ocean model: Part 2. Chlorophyll-a, nutrients and SPM. *J. Mar. Syst.* 68, 381–404. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2007.01.005>
- Allen, J.I., Somerfield, P.J., Gilbert, F.J., 2007. Quantifying uncertainty in high-resolution coupled hydrodynamic-ecosystem models. *J. Mar. Syst.* 64, 3–14. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2006.02.010>
- Alongi, D., 2009. The Energetics of Mangrove Forests.
- Alongi, D.M., 2012. Carbon sequestration in mangrove forests. *Carbon Manag.* 3, 313–322.
- Alongi, D.M., Ramanathan, A.L., Kannan, L., Tirendi, F., Trott, M., Krishna, B., 2005. Influence of human-induced disturbance on benthic microbial metabolism in the Pichavaram mangroves, Vellar – Coleroon estuarine complex, India. *Mar. Biol.* 1033–1044. <https://doi.org/10.1007/s00227-005-1634-5>

- Amer, M., Daim, T.U., Jetter, A., 2013. A review of scenario planning. *Futures* 46, 23–40. <https://doi.org/10.1016/j.futures.2012.10.003>
- Ananda, J., Herath, G., 2003. The use of analytic hierarchy process to incorporate stakeholder preferences into regional forest planning. *For. Policy Econ.* 5, 13–26. [https://doi.org/10.1016/S1389-9341\(02\)00043-6](https://doi.org/10.1016/S1389-9341(02)00043-6)
- Anheier, H., Katz, H., 2009. Introducing Futures Research: Forecasting and Scenarios. *Glob. Civ. Soc.* 2009 Poverty Act. 238–251.
- Arcade, J., Godet, M., Meunier, F., Roubelat, F., 2004. Análisis estructural con el método Micmac y estrategia de los actores con el método Mactor 165–233.
- Arkema, K.K., Samhouri, J.F., 2012. Linking Ecosystem Health and Services to Inform Marine Ecosystem-Based Management. *Am. Fish. Soc. Symp.* 79, 9–25.
- Arriaga, L., 1989. The Daule-Peripe Dam Project, Urban Development of Guayaquil and their impact on Shrimp Mariculture. *A Sustain. Shrimp Maric. Ind. Ecuador*.
- Arteaga, K., Tutasí, P., Jiménez, R., 2006. Climatic variability related to El Niño in Ecuador - A historical background. *Adv. Geosci.* 6, 237–241. <https://doi.org/10.5194/adgeo-6-237-2006>

B

- Bagstad, K.J., Semmens, D.J., Waage, S., Winthrop, R., 2013. A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. *Ecosyst. Serv.* 5, 27–39. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.07.004>
- Bagstad, K.J., Villa, F., Batker, D., Harrison-cox, J., Voigt, B., Johnson, G.W., 2014. From theoretical to actual ecosystem services: mapping beneficiaries and spatial flows in ecosystem service assessments. *Ecol. Soc.* 19. <https://doi.org/10.5751/ES-06523-190264>
- Balbi, E.R., 2014. Construyendo el futuro: Método MEYEP de prospectiva estratégica. Buenos Aires.
- Barbier, E.B., 2007. Valuing ecosystem services as productive inputs, in: *Economic Policy*.
- Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C., Kock, E.W., Stier, A.C., Sillman, B.R., 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecol. Monogr.* 81, 169–193. <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>

- Barbier, E.B., Koch, E.W., Silliman, B.R., Hacker, S.D., Wolanski, E., Primavera, J., Granek, E.F., Polasky, S., Aswani, S., Cramer, L.A., Stoms, D.M., Kennedy, C.J., Bael, D., Kappel, C. V., Perillo, G.M.E., Reed, D.J., 2008. Coastal Ecosystem – Based Ecological Functions and Values. *Science* (80-.). 319, 321–323. <https://doi.org/10.1126/science.1150349>
- Bárcena, J., 2015. Desarrollo de una metodología para delimitar zonas de mezcla de vertidos industriales en estuarios. Cantabria.
- Bárcena, J.F., Gómez, A.G., García, A., Revilla, J.A., Álvarez, C., Juanes, J.A., 2012. Estuarine, Coastal and Shelf Science Spatial and temporal flushing time approach in estuaries influenced by river and tide . An application in Suances Estuary (Northern Spain). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 112, 40–51. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.08.013>
- Barletta, M., Lima, A.R.A., Costa, M.F., 2019. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries 651, 1199–1218. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.276>
- Barrera, P., 2016. Delft3D Flexible Mesh modelling of the Guayas River and Estuary system in Ecuador. Delft University of Technology and National University of Singapore.
- Bateman, I.J., Mace, G.M., Fezzi, C., Atkinson, G., Turner, K., 2011. Economic Analysis for Ecosystem Service Assessments, in: *Environmental Resource Economy*. pp. 177–218. <https://doi.org/10.1007/s10640-010-9418-x>
- Berg, C., Rogers, S., Mineau, M., 2016. Building scenarios for ecosystem services tools: Developing a methodology for efficient engagement with expert stakeholders. *Futures* 81, 68–80. <https://doi.org/10.1016/j.futures.2015.10.014>
- Berkes, F., Folke, C., 1994. Investing in cultural capital for sustainable use of natural capital, in: Jansson, A., Hammer, M., Folke, C., Constanza, R. (Eds.), *Investing in Natural Capital: The Ecological Economics Approach to Sustainability*. Washington DC.
- Bitar, S., 2016. Las tendencias mundiales y el futuro de América Latina.
- Blanton, J., 1969. Energy Dissipation in a Tidal Estuary 74, 5460–5466.
- Bockstael, E.N., Freeman, A.M., Kopp, Raymond J, K., Portney, P.R., Carolina, N., 2000. On Measuring Economic Values for Nature. *Environ. Sci. Technol.* 34, 1384–1389.
- Böhnke-Henrichs, A., Baulcomb, C., Koss, R., Hussain, S.S., Groot, R.S. De, 2013. Typology and indicators of ecosystem services for marine spatial planning and management. *J. Environ.*

- Manage. 130, 135–145. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.08.027>
- Bonamano, S., Madonia, A., Borsellino, C., Stefani, C., Caruso, G., Pasquale, F. De, Piermattei, V., Zappalà, G., Marcelli, M., 2015. Modeling the dispersion of viable and total *Escherichia coli* cells in the artificial semi-enclosed bathing area of Santa Marinella (Latium, Italy). *Mar. Pollut. Bull.* <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.030>
- Boumans, R., Costanza, R., Farley, J., Wilson, M.A., Portela, R., Rotmans, J., Villa, F., Grasso, M., 2002. Modeling the dynamics of the integrated earth system and the value of global ecosystem services using the GUMBO model. *Ecol. Econ.* 41, 529–560.
- Boumans, R., Roman, J., Altman, I., Kaufman, L., 2015. The Multiscale Integrated Model of Ecosystem Services (MIMES): Simulating the interactions of coupled human and natural systems. *Ecosyst. Serv.* 12, 30–41. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.01.004>
- Boyd, J., Banzhaf, S., 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units, in: *Ecological Economics*. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.01.002>
- Braat, L., 2014. The Value of the Ecosystem Services Concept in Economic and Biodiversity Policy, in: *Ecosystem Services: Global Issues, Local Practices*. Elsevier.
- Braat, L.C., Groot, R. De, 2012. The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. *Ecosyst. Serv.* 1, 4–15. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.011>
- Bradfield, R., Wright, G., Burt, G., Cairns, G., Van Der Heijden, K., 2005. The origins and evolution of scenario techniques in long range business planning. *Futures* 37, 795–812. <https://doi.org/10.1016/j.futures.2005.01.003>
- Brochier, T., Ecoutin, J.M., de Morais, L.T., Kaplan, D.M., Lae, R., 2013. A multi-agent ecosystem model for studying changes in a tropical estuarine fish assemblage within a marine protected area. *Aquat. Living Resour.* 26, 147–158. <https://doi.org/10.1051/alr/2012028>
- Broekema, Y., 2013. Hydrodynamic modelling of a mangrove system in Singapore. TUDelft, National University of Singapore.
- Brown, M.T., Cohen, M.J., Bardi, E., Ingwersen, W.W., 2006. Species diversity in the Florida Everglades, USA: A systems approach to calculating biodiversity. *Aquat. Sci.* 68, 254–277. <https://doi.org/10.1007/s00027-006-0854-1>

- Bruce, A., Bandyopadhyay, J., Belausteguigotia, J., Borker, P., Cassar, A., Meadors, L., Saade, L., Siebentritt, M., Stein, R., Tortajada, C., Allan, T., Bauer, C., Bruch, C., Guimaraes-pereira, A., Kendall, M., Landry, C., Rodriguez, E.M., Meinzen-dick, R., Moellendorf, S., Porras, I., Ratner, B., Shea, A., Swallow, B., Thomich, T., Voutchkov, N., 2005. Freshwater Ecosystem Services Coordinating, in: Constanza, R., Jacobi, P., Rijsberman, F. (Eds.), *Ecosystems and Human Well-being: Policy Responses.*, in: Constanza, R., Jacobi, P., Rijsberman, F. (Eds.), *Ecosystems and Human Well-being:Policy Responses.* p. 43.
- Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F., Windhorst, W., 2009. Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services - A concept for land-cover based Assessments. *Landsc. Online* 15, 1–22. <https://doi.org/10.3097/LO.200915>
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., Müller, F., 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecol. Indic.* 21, 17–29. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.019>
- Burling, M.C., Pattiaratchi, C.B., Ivey, G.N., 2003. The tidal regime of Shark Bay, Western Australia 57, 725–735. [https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(02\)00343-8](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(02)00343-8)

C

- Cabral, P., Levrel, H., Schoenn, J., Thiébaud, E., Le Mao, P., Mongruel, R., Rollet, C., Dedieu, K., Carrier, S., Morisseau, F., Daures, F., 2015. Marine habitats ecosystem service potential: A vulnerability approach in the Normand-Breton (Saint Malo) Gulf, France. *Ecosyst. Serv.* 16, 306–318. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.09.007>
- Cáceres, M., 2003. Observations of cross-channel structure of flow in an energetic tidal channel. *J. Geophys. Res.* 108, 3114. <https://doi.org/10.1029/2001JC000968>
- Caldwell, R.L., Edmonds, D.A., 2014. The effects of sediment properties on deltaic processes and morphologies: A numerical modeling study. *J. Geophys. Res. Earth Surf.* 961–982. <https://doi.org/10.1002/2013JF002965>.Received
- CAMAE, 2011. Ecuadorian Ports.
- Campbell, E.T., Brown, M.T., 2012. Environmental accounting of natural capital and ecosystem services for the US National Forest System. *Environ. Dev. Sustain.* 14, 691–724. <https://doi.org/10.1007/s10668-012-9348-6>
- Carbajal, J.J., Sánchez, L., Moreno, M., 2010. Assessment of the Artificial Habitat in Shrimp Aquaculture Using Environmental Pattern Classification. *Image Signal Process.* 113–121.

- Cardenas, M., 2016. The community structure of benthic macroinvertebrates in the inner branches of Estero Salado Estuary and Guayas River in Ecuador. Heriot Watt.
- Carr, M., Neigel, J., Estes, J., Andelman, S., Warner, R., Largier, J., 2003. Comparing Marine and Terrestrial Ecosystems: Implications for the Design of Coastal Marine Reservers. *Ecol. Appl.* 13, 90–107.
- Carvalho, T.M., Fidélis, T., 2013. The relevance of governance models for estuary management plans. *Land use policy* 34, 134–145. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.02.007>
- Castro, B., 2009. Sedimentation processes at the confluence of the Daule and Babahoyo rivers, Guayaquil, Ecuador. The University of Birmingham.
- Castro, T., 2016. Sistema Portuario Ecuatoriano.
- Cavanaugh, K.C., Siegel, D.A., Reed, D.C., Dennison, P.E., 2011. Environmental controls of giant-kelp biomass in the Santa Barbara Channel, California. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* <https://doi.org/10.3354/meps09141>
- Cea, L., French, J.R., 2012. Bathymetric error estimation for the calibration and validation of estuarine hydrodynamic models. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 100, 124–132. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.01.004>
- CEPLAN, 2016. Fase de Análisis Prospectivo para Sectores. Lima.
- Cerón-Souza, I., Rivera-ocasio, E., Medina, E., Jiménez, J., Mcmillan, W., Bermingham, E., 2010. Hybridization and introgression in New World red mangroves, *Rhizophora* (*Rhizophoraceae*) Copyright 2010 by the Botanical Society of America. *Am. J. Bot.* <https://doi.org/10.3732/ajb.0900172>
- Chan, K., Guerry, A., Balvanera, P., Klain, S., Satterfield, T., Basurto, X., Bostrom, A., Chuenpagdee, R., Gould, R., Halpern, B., Hannahs, N., Levine, J., Norton, B., Ruckelshaus, M., Russell, R., Tam, J., Woodside, U., 2012. Where are Cultural and Social in Ecosystem Services? A Framework for Constructive Engagement. *Bioscience* 62, 744–756. <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.8.7>
- Chan, Y.M., Thoe, W., Lee, J.H.W., 2015. Field and laboratory studies of *Escherichia coli* decay rate in subtropical coastal water. *J. Hydro-Environment Res.* 9, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.jher.2014.08.002>
- Chaves, M.E., 2006. Guayaquil: Un Puerto Colonial en los Mares del Sur, Siglo XVIII. *Rev.*

- Ecuadoriana Hist.
- Chee, Y.E., 2004. An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biol. Conserv.* 120, 549–565. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.03.028>
- Chen, B., Hao, H., Bin, C., Zhiyuan, M., Zhenghua, L., Senlin, Z., Jianji, L., Wenjia, H., Jianguo, D., Guangcheng, C., 2017. Assessing the ecological security of the estuary in view of the ecological services – A case study of the Xiamen Estuary Ocean. *Ocean Coast. Manag.* 137, 12–23. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.12.003>
- Choi, K.W., Lee, J.H.W., 2004. Numerical determination of flushing time for stratified water bodies. *J. Mar. Syst.* 50, 263–281. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2004.04.005>
- Christie, M., Christie, M., Fazey, I., Cooper, R., Hyde, T., Kenter, J.O., 2012. An evaluation of monetary and non-monetary techniques for assessing the importance of biodiversity and ecosystem services to people in countries with developing economies An evaluation of monetary and non-monetary techniques for assessing the importance o. *Ecol. Econ.* 83, 67–78. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.08.012>
- Chua, T.-E., Kungvankij, P., 1990. Una evaluación del cultivo de camarón en el Ecuador y estrategia para su desarrollo y diversificación de la Maricultura. Guayaquil.
- CIIFEN, 2010. Informe Final: Medidas de adaptación para la reserva manglares El Salado. Guayaquil.
- CLIRSEN, 1990. Estudio Multitemporal de los Manglares, Camaroneras y Areas Salinas de la Costa Ecuatoriana. Quito.
- CLIRSEN, PMRC, 2006. Actualización del estudio multitemporal de manglares, camaroneras y áreas salinas en la costa continental ecuatoriana al año 2006. Guayaquil.
- Coello, S., Vinuesa, D., Alemán, R., 2008. Evaluación del desempeño de los acuerdos de uso sustentable y custodia de manglar de la zona costera del Ecuador. Guayaquil.
- Colburn, F.D., 1992. Shrimp or Bananas. *J. Bus. Res.* 2963, 97–103.
- Consulsua, Biotica, 2015. Ejecución para la Estimación del Índice de Salud del Océano en el Golfo de Guayaquil. Manta.
- Consulsua, Geoestudios, 2011. Capítulo 9. Guayaquil.
- Costanza, R., 2000. Social Goals and the Valuation of Ecosystem Services. *Ecosystem* 3, 4–10.

- <https://doi.org/10.1007/s100210000002>
- Costanza, R., Costanza, R., Arge, R., Groot, R. De, Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V, Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 8009. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(98\)00020-2](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(98)00020-2)
- Costanza, R., Costanza, R., Groot, R. De, Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., 2017. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosyst. Serv.* 28, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>
- Costanza, R., D'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V, Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1998. The value of ecosystem services: putting the issues in perspectives. *Ecol. Econ.* 25, 67–72.
- Costanza, R., Daly, H.E., 1992. Natural Capital and Sustainable Development. *Conserv. Biol.* 6, 37–46.
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S.J., Kubiszewski, I., Farber, S., Turner, R.K., 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Glob. Environ. Chang.* 26, 152–158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>
- Crutzen, P.J., 2002. Geology of mankind. *Nature* 415, 2002. <https://doi.org/10.1038/415023a>
- Cruz, M., Gabor, N., Mora, E., Jiménez, R., Mair, J., 2003. The Known and Unknown About Marine Biodiversity in Ecuador (Continental and Insular). *Gayana* 67, 232–260. <https://doi.org/10.4067/S0717-65382003000200010>
- Cucalón, E., 1989. Características Oceanográficas frente a la Costa del Ecuador. *A Sustain. shrimp Maric. Ind. Ecuador* 186–194.
- Cucco, A., Umgiesser, G., 2006. Modeling the Venice Lagoon residence time. *Ecol. Modell.* 193, 34–51. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.07.043>
- Cucco, A., Umgiesser, G., Ferrarin, C., Perilli, A., Melaku, D., Solidoro, C., 2009. Eulerian and lagrangian transport time scales of a tidal active coastal basin. *Ecol. Modell.* 220, 913–922. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.01.008>
- Cuéllar-Anjel, J., 2015. Síndrome de Taura.
- Cuéllar, J., Lara, C., Morales, V., De Gracia, A., García, O., 2010. Manual of Best Management

Practices for White Shrimp *Penaeus vannamei* Farming. Panamá.

Czúcz, B., Arany, I., 2010. Indicators for ecosystem services.

D

Daily, C., 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press.

Daily, G.C., Sliderqvist, T., Aniyar, S., Arrow, K., Dasgupta, P., Ehrlich, P.R., Folke, C., Jansson, A., Jansson, B., Kautsky, N., Levin, S., Lubchenco, J., Maler, K., Simpson, D., Starrett, D., Tilman, D., Walker, B., 2000. The Value of Nature and the Nature of Value. *Sci* 289. <https://doi.org/10.1126/science.289.5478.395>

Dale, V.H., Beyeler, S.C., 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecol. Indic.* 3–6. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(01\)00003-6](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(01)00003-6)

Delft Hydraulics, 1998. *Interaction of submerged vegetation and physical processes*. Delft.

Delgado, A., 2013. Guayaquil. *Cities* 31, 515–532. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2011.11.001>

Deltares, 2019. *D-Water Quality*. Delft.

Deltares, 2014. *3D/2D modelling suite for integral water solutions*. Delft.

Dendoncker, N., Keune, H., Jacobs, S., Gómez-Baggethun, E., 2013. Inclusive Ecosystem Services Valuation. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-419964-4.00001-9>

Deniauda, Y., Masclea, G., Baby, P., Basile, C., Ordoñez, M., Montenegro, G., 1999. Ouverture et holution du golfe de Guayaquil : bassin d ' avant-arc neogene et quaternaire du Sud des Andes equatoriennes. *Geodynamique* 181–187. [https://doi.org/10.1016/s1251-8050\(99\)80094-9](https://doi.org/10.1016/s1251-8050(99)80094-9)

Despotovic, M., Nedic, V., Despotovic, D., Cvetanovic, S., 2016. Evaluation of empirical models for predicting monthly mean horizontal diffuse solar radiation. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 56, 246–260. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.11.058>

Dias, J.M., Valentim, J.M., Sousa, M.C., 2013. A numerical study of local variations in tidal regime of Tagus estuary, Portugal. *PLoS One* 8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0080450>

Díez-Minguito, M., Baquerizo, A., Ortega-Sánchez, M., Navarro, G., Losada, M.A., 2012a. Tide transformation in the Guadalquivir estuary (SW Spain) and process-based zonation. *J. Geophys. Res. Ocean.* 117, 1–14. <https://doi.org/10.1029/2011JC007344>

- Díez-Minguito, M., Baquerizo, A., Ortega-Sánchez, M., Ruiz, I., Losada, M.A., 2012b. Tidal Wave Reflection From the Closure Dam in the Guadalquivir Estuary (Sw Spain). *Coast. Eng. Proc.* 1, 58. <https://doi.org/10.9753/icce.v33.currents.58>
- Dilorenzo, B.J.L., Ram, R. V, Huang, P., Najarian, T.O., 1994. Pollution Susceptibility of Well-Mixed Tidal Basins. *J. Waterw. Port, Coast. Ocean Eng.* 120, 404–422. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-950x\(1994\)120](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-950x(1994)120)
- Dobson, A., Lodge, D., Alder, J., Cumming, G.S., Keymer, J., McGlade, J., Mooney, H., Rusak, J.A., Sala, O., Wolters, V., Wall, D., Winfree, R., Xenopoulos, M.A., 2006. Habitat loss, trophic collapse, and the decline of ecosystem services. *Ecology* 87, 1915–1924. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1915:HLTCAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1915:HLTCAT]2.0.CO;2)
- Dodd, D., Mills, J., 2011. Ellipsoidally referenced surveys: issues and solutions. *Int. Hydrogr. Rev.* 1, 19–30.
- Dong, X., Brown, M.T., Pfahler, D., Ingwersen, W.W., Kang, M., Jin, Y., Yu, B., Zhang, X., Ulgiati, S., 2012. Carbon modeling and emergy evaluation of grassland management schemes in Inner Mongolia. *Agric. Ecosyst. Environ.* 158, 49–57. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.04.027>
- Druyts, M., Brabers, P., 2012. Nautical depth sounding - the rheocable survey method. *Int. Hydrogr. Rev.*
- Dyer, K.R., 1977. Lateral circulation effects in estuaries. *Estuaries, Geophys. Environ.*

E

- Ecobiotec, 2009. Situación Actual: Concesiones de manglar en la reserva ecológica Cayapas Mataje y el área de influencia de la reserva manglares Churute y estado de conservación del manglar de la Isla Mondragón. Guayaquil.
- Egbert, G.D., Erofeeva, S.Y., 2002. Efficient inverse modeling of barotropic ocean tides. *J. Atmos. Ocean. Technol.* 19, 183–204. [https://doi.org/10.1175/1520-0426\(2002\)019<0183:EIMOBO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0426(2002)019<0183:EIMOBO>2.0.CO;2)
- Ehrlich, P.R., Ehrlich, A., 1981. *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. Random House, New York.
- Ehrlich, P.R., Mooney, H.A., 1983. Extinction , Substitution , Ecosystem Services. *Bioscience* 33, 248–254.

- El-Adawy, A., Negm, A.M., Saavedra, O.C., Nadaoka, K., El-Shinnawy, I.A., 2014. Coupled hydrodynamic-water quality model for pollution control scenarios in El-Burullus Lake (Nile Delta, Egypt). *Am. J. Environ. Sci.* 10, 546–565. <https://doi.org/10.3844/ajessp.2014.546.565>
- Ellison, A.M., 2008. Managing mangroves with benthic biodiversity in mind: Moving beyond roving banditry. *J. Sea Res.* 59, 2–15. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2007.05.003>
- Ellison, A.M., Farnsworth, E.J., Biotropica, S., Special, P.A., Long, I., Responses, T., Ellison, A.M., Farnsworth, E.J., 2012. Anthropogenic Disturbance of Caribbean Mangrove Ecosystems : Past Impacts , Present Trends, and Future Predictions Disturbance of Caribbean Mangrove Ecosystems: Anthropogenic Past Impacts, Present Trends, and Future Predictions. *Biotropica* 28. <https://doi.org/10.2307/2389096>
- EMPA, 2013a. Transvace Daule - Vinces. Guayaquil.
- EMPA, 2013b. Control de Inundaciones Naranjal. Guayaquil.
- EMPA, 2013c. Control de inundaciones Cañar. Guayaquil.
- Estrada, J., 2010. Guía Histórica de Guayaquil.
- F**
- FAO, 2013. National Aquaculture Sector Overview, FAO notes.
- FAO, 2004. Introductions and movement of *Penaeus vannamei* and *Penaeus stylirostris* in Asia and the Pacific.
- FAO, 1988. Manual para la cria de camarones peneidos.
- Farber, S.C., Costanza, R., Wilson, M.A., 2002. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecol. Econ.* 41, 375–392.
- Fares, I., 2016. La comercialización del camarón ecuatoriano en el mercado internacional y su incidencia en la generación de divisas.
- Farley, J., Schmitt Filho, A., Burke, M., Farr, M., 2014. Extending market allocation to ecosystem services: Moral and practical implications on a full and unequal planet. *Ecol. Econ.* 117, 244–252. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.06.021>
- Farnsworth, E.J., 1998. Issues of Spatial, Taxonomic and Temporal Scale in Delineating Links between Mangrove Diversity and Ecosystem Function. *Glob. Ecol. Biogeogr. Lett.* 7, 15–25.

<https://doi.org/10.2307/2997694>

- Fioramonti, D., 2014. How numbers rule the world: The use and abuse of statistics in global politics.
- Fioramonti, L., 2017. The World After GDP: Politics, Business and Society in the Post Growth Era. Political Economics, South Africa.
- Fischer, H.B., List, E.J., Koh, R.C., Imberger, J., Brooks, N.H., 1979. Mixing in inland and coastal waters. Academic Press.
- Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P., 2008. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecol. Econ.* 68, 643–653. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>
- Flores, J., 2012. Cadena de valor del cangrejo rojo en el Golfo de Guayaquil. Quito.
- Fontela, E., Hingel, A., 1993. Scenarios on economic and social cohesion in Europe. *Futures* 25, 139–154. [https://doi.org/10.1016/0016-3287\(93\)90160-U](https://doi.org/10.1016/0016-3287(93)90160-U)
- Fraga-Maica, P., Regina de Borba, M., Germano-Martins, T., Wasielesky-Junior, W., 2014. Effect of salinity on performance and body composition of Pacific white shrimp juveniles reared in a super-intensive system. *Rev. Bras. Zootec.* 43, 343–350.
- Freeman, I.M., Herriges, J.A., Kling, C.L., 2014. The Measurement of Environmental and Resource Values, 3era Editi. ed.
- Friedrichs, C.T., Aubrey, D.G., 1988. Non-linear Tidal Distortion in Shallow Well-mixed Estuaries: a Synthesis. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 521–545.
- Fun-sang, M., Tobar, H., 2010. Factibilidad y Urgente Necesidad del Puerto de Aguas Profundas para Guayaquil. *Rev. Tecnológica ESPOL* 1–7.

G

- Giardino, A., Rijn, L. Van, Quataert, E., Jeuken, A., Nederhoff, K., 2017. SimpleCoast: Simple assessments of Coastal Problems and Solutions.
- Gibbes, B., Grinham, A., Neil, D., Olds, A., Maxwell, P., Connolly, R., Weber, T., Udy, N., Udy, J., 2014. Moreton Bay and Its Estuaries: A Sub-tropical System Under Pressure from Rapid Population Growth. *Estuaries Aust.* 2050 Beyond, Estuaries of the World 296. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7019-5>
- Given, S., Pendleton, L.H., Boehm, A.B., 2006. Regional Public Health Cost Estimates of

- Contaminated Coastal Waters: A Case Study of Gastroenteritis at Southern California Beaches. *Environ. Sci. Technol.* 48:51–48:58. <https://doi.org/10.1021/es060679s>
- Godet, M., 1993. De la anticipación a la acción: Manual de prospectiva y estrategia. Marcombo Boixareu, Barcelona.
- Godet, M., Durance, P., 2007. Prospectiva Estratégica: problemas y métodos.
- Gómez-Baggethun, E., Barton, D.N., 2012. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecol. Econ.* 86, 235–245. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.08.019>
- Gómez, A., García, A., García, A., Revilla, J.A., Ondiviela, B., 2006. Aproximación Metodológica para el Cálculo del Tiempo de Renovación en Áreas Portuarias.
- Gómez, A.G., Bárcena, J.F., Juanes, J.A., Ondiviela, B., Sámano, M.L., 2014a. Transport time scales as physical descriptors to characterize heavily modified water bodies near ports in coastal zones. *J. Environ. Manage.* 136, 76–84. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.01.042>
- Gómez, A.G., Juanes, J.A., Ondiviela, B., Revilla, J.A., 2014b. Assessment of susceptibility to pollution in litoral waters using the concept of recovery time. *Mar. Pollut. Bull.* 81, 140–148. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.004>
- Gómez, H., Zapata, C., Espinoza, J., Barrionuevo, C., Alavera, J., 2016. Informe de los factores que afectan al dragado del canal de acceso al Puerto Marítimo de Guayaquil. Guayaquil.
- González, M., da Fontoura, A., Gonzalez, M., Eberhard, A., 2013. SMC Brasil.
- Gormsen, E., 1997. The impact of tourism on coastal areas. *Geogr. Institute, Univ. Mainz* 1997, 39–54. <https://doi.org/https://doi.org/10.1023/A:1006840622450>.
- Gravez, V., Heylings, P., Rivadeneira, C., Zambrano, N., 2011. Gobernanza en las Areas Protegidas Marinas y Costeras: El caso del Ecuador.
- Greiber, T., Schiele, S., 2011. Governance of Ecosystem Services: Lessons Learned from Camerron, China, Costa Rica and Ecuador, IUCN. ed.
- Groot, R. De, Fisher, B., Christie, M., Aronson, J., Braat, L., Gowdy, J., Haines-young, R., Maltby, E., Neuville, A., Polasky, S., Portela, R., Ring, I., Blignaut, J., Brondízio, E., Costanza, R., Jax, K., Kadekodi, G.K., May, P.H., Mcneely, J., Shmelev, S., 2010. Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation, in: *The Economics*

of Ecosystems and Biodiversity: The Ecological and Economic Foundations Conte.

Groot, R.S. De, Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L., 2015. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol. Complex.* 7, 260–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>

Gualtieri, C., Angeloudis, A., Bombardelli, F., Jha, S., Stoesser, T., 2017. On the Values for the Turbulent Schmidt Number in Environmental Flows. *Fluids*. <https://doi.org/10.3390/fluids2020017>

Guerry, A.D., Plummer, M.L., Ruckelshaus, M.H., Harvey, C., 2014. Ecosystem service assessments for marine conservation, in: *Natural Capital*. Oxford.

Guerry, A.D., Ruckelshaus, M.H., Arkema, K.K., Bernhardt, J.R., Guannel, G., Kim, C., Chan, K.M.A., Gelfenbaum, G., Gold, B.D., Halpern, B.S., Labiosa, W.B., Lester, S.E., Sutherland, D., Tallis, H., Day, A., Spencer, J., 2012. Modeling benefits from nature: using ecosystem services to inform coastal and marine spatial planning. *Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag.* iFirst 1–15. <https://doi.org/10.1080/21513732.2011.647835>

H

Haab, T.C., McConnell, K.E., 2002. *Valuing Environmental and Natural Resources: The Econometrics of Non-Market Valuation*. Northampton, MA; USA.

Haines-Young, R., Potschin, M., 2012. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being, in: *Rafaelli, D., Frid, C. (Eds.), Ecosystem Ecology*. pp. 110–139. <https://doi.org/10.1017/cbo9780511750458.007>

Haines-Young, R., Potschin, M., 2010. Proposal For A Common International Classification Of Ecosystem Goods And Services (CICES) For Integrated Environmental and Economic Accounting, Contract. Nottingham. <https://doi.org/10.1038/nature10650>

Haines-Young, R., Potschin, M., Kienast, F., 2012. Indicators of ecosystem service potential at European scales: Mapping marginal changes and trade-offs. *Ecol. Indic.* 21, 39–53. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.004>

Hall, C.M., 2001. Trends in ocean and coastal tourism: the end of the last frontier? *Ocean Coast. Manag.* 44, 601–618. [https://doi.org/10.1016/s0964-5691\(01\)00071-0](https://doi.org/10.1016/s0964-5691(01)00071-0)

Halpern, B.S., Longo, C., Hardy, D., McLeod, K.L., Samhouri, J.F., Katona, S.K., Kleisner, K., Lester,

- S.E., O'leary, J., Ranelletti, M., Rosenberg, A.A., Scarborough, C., Selig, E.R., Best, B.D., Brumbaugh, D.R., Chapin, F.S., Crowder, L.B., Daly, K.L., Doney, S.C., Elfes, C., Fogarty, M.J., Gaines, S.D., Jacobsen, K.I., Karrer, L.B., Leslie, H.M., Neeley, E., Pauly, D., Polasky, S., Ris, B., St Martin, K., Stone, G.S., Rashid Sumaila, U., Zeller, D., 2012. An index to assess the health and benefits of the global ocean. *Nature* 488, 615–620. <https://doi.org/10.1038/nature11397>
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M.P., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R., Watson, R., 2008. A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystem, *Science*. <https://doi.org/10.1126/science.1149345>
- Hamilton, S.E., Lovette, J., 2015. Ecuador's mangrove forest carbon stocks: A spatiotemporal analysis of living carbon holdings and their depletion since the advent of commercial aquaculture. *PLoS One* 10, 1–14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0118880>
- Hardy, D.J., Patterson, M.G., 2012. Cross-cultural environmental research in New Zealand: Insights for ecological economics research practice. *Ecol. Econ.* 73, 75–85. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.10.022>
- Hare, R., 1995. Depth and Position Error Budgets for Multibeam Echosounding. *Int. Hydrogr. Rev.* 37–69.
- Hasler, B., Ahtiainen, H., Hasselström, L., Heiskanen, A., Soutukorva, Å., Martinsen, L., 2016. Marine Ecosystem Services.
- Hasson, F., Keeney, S., McKenna, H., 2000. Research guidelines for the Delphi survey technique. *J. Adv. Nurs.* 32, 1008–1015. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2648.2000.t01-1-01567.x>
- Hattam, C., Atkins, J.P., Beaumont, N., Börger, T., Böhnke-Henrichs, A., Burdon, D., De Groot, R., Hoefnagel, E., Nunes, P.A.L.D., Piwowarczyk, J., Sastre, S., Austen, M.C., 2015. Marine ecosystem services: Linking indicators to their classification. *Ecol. Indic.* 49, 61–75. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.09.026>
- Hazen, Sawyer, 2015. Estudio de Impacto Ambiental y Social (EIAS). Guayaquil. <https://doi.org/10.15713/ins.mmj.3>
- Hedden-Dunkhorst, B., Braat, L., Wittmer, H., 2015. TEEB emerging at the country level: Challenges and opportunities. *Ecosyst. Serv.* 14, 37–44. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.03.007>

- Hemingway, K.L., Cutts, N.D., 2013. TIDE Tool: Conflict Matrix Management Tool - User Guide.
- Hereck, L.S., 2011. Ecological impact of land-derived anthropogenic nutrients and organic matter on tropical estuarine and coastal systems of Hainan, China. PhD Dissertation. University of Bremen.
- Hernández, V.R., Arango, J.A., 2014. Evolución de las teorías de explotación de recursos naturales: Hacia la creación de una nueva ética mundial. *Luna Azul* 291–313.
- Hess, K., Schmalz, R., Zervas, C., Collier, W., 1999. Tidal Constituent and Residual Interpolation (TCARI): A New Method for the Tidal Correction of Bathymetric Data.
- Higgins, S., Turpie, J.K., Costanza, R., Cowling, R.M., Le Maitre, D.C., Marais, C., Midgley, G.F., 1997. An ecological economic simulation model of mountain fynbos ecosystems Dynamics, valuation and management. *Ecol. Econ.* 22, 155–169.
- Holzhauer, H., Maris, T., Meire, P., Damme, S. Van, Nolte, A., Kuijper, K., Taal, M., Jeuken, C., Kromkamp, J., Van Ryckegem, G., Van den Bergh, E., Wijnhoven, S., 2012. Scheldt Estuary Evaluation Methodology Phase 2 Evaluation.
- Horstman, E., Dohmen-Janssen, M., Suzanne Hulscher, A., 2013. Modeling tidal dynamics in a mangrove creek ctchment in delft3d. *Coast. Dyn. Coast. Dyn.*
- Horstman, E.M., Dohmen-Janssen, C.M., Bouma, T.J., Hulscher, S.J.M.H., 2015a. Tidal-scale flow routing and sedimentation in mangrove forests: Combining field data and numerical modelling. *Geomorphology* 228, 244–262. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.08.011>
- Horstman, E.M., Dohmen-Janssen, C.M., Bouma, T.J., Hulscher, S.J.M.H., 2015b. Tidal-scale flow routing and sedimentation in mangrove forests: Combining field data and numerical modelling. *Geomorphology* 228, 244–262. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.08.011>
- Houwing, E.J., Táncoz, A., Kroon, A., Vries, M.B., 2002. Interaction of Submerged Vegetation, Hydrodynamics and Turbidity; Analysis of Field and Laboratory Studies. *Proc. Mar. Sci.* 441–453. [https://doi.org/10.1016/S1568-2692\(02\)80032-8](https://doi.org/10.1016/S1568-2692(02)80032-8)
- Huang, G., Falconer, R.A., Lin, B., 2017. Integrated hydro-bacterial modelling for predicting bathing water quality. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 188, 145–155. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.01.018>

Huang, S.L., Yeh, C.T., Budd, W.W., Chen, L.L., 2009. A Sensitivity Model (SM) approach to analyze urban development in Taiwan based on sustainability indicators. *Environ. Impact Assess. Rev.* 29, 116–125. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2008.03.003>

I

IHO, 2008. IHO Standards for Hydrographic Surveys 5th Edition, February 2008 Special Publication No. 44. International Hydrographic Bureau. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

IHO, 2005. *Manual on Hydrography*. International Hydrographic Bureau, Monaco.

IHO, 1996. *Diccionario Hidrográfico* S 32. IHO, Monaco.

INEC, 2010. *Censo Nacional de Población y Vivienda*. Quito.

INOCAR, 2014. *Componente Oceanográfico*.

INOCAR, 2010. *Caracterización Hidro-oceanográfica y Ambiental del Margen Costero*. Guayaquil. Guayaquil.

INOCAR, 2009. “ *Caracterización Hidro-oceanográfica y Ambiental del Margen Costero* ” Memoria Técnica I.

INOCAR, 2005. *Derrotero de la costa continental e insular del Ecuador*, 4ta. ed. Guayaquil.

INOCAR, DELFT, 1984. *Estudios hidrográficos, oceanográficos y geológicos para resolver los problemas de sedimentación en el canal de acceso al Puerto Marítimo de Guayaquil y en el área de la Esclusa (Río Guayas - Estero Cobina)*. Guayaquil.

IOC, IHO, AIG, 2006. *Manual sobre los aspectos técnicos de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar*, 1982. PE 51. Monaco.

Iturralde, G., Xavier, S., Valencia, F., 2016. Ecuador: Reserva ecológica manglares Churute, in: *Experiencias Locales de Manejo Costero Integrado: Casos Piloto SPINCAM En El Pacífico Sudeste*. Paris, pp. 36–45.

J

Jacobs, S., Vandenbruwaene, W., Vrebos, D., Beauchard, O., Boerema, A., Wolfstein, K., Maris, T., Saathoff, S., Meire, P., 2013. *Ecosystem service assessment of TIDE estuaries*.

Jacobs, S., Wolfstein, K., Vandenbruwaene, W., Vrebos, D., Beauchard, O., Maris, T., Meire, P.,

2015. Detecting ecosystem service trade-offs and synergies: A practice-oriented application in four industrialized estuaries. *Ecosyst. Serv.* 16, 378–389. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.10.006>
- Jácome, L., 2015. The Late 1990s Financial Crisis in Ecuador : Institutional Weaknesses , Fiscal Rigidities , and Financial Dollarization at Work. <https://doi.org/10.5089/9781451842937.001>
- Jax, K., 2005. Function and “functioning” in ecology: what does it mean? *OIKOS* 3, 641–648.
- Jax, K., Barton, D.N., Chan, K.M.A., Groot, R. De, Doyle, U., Eser, U., Görg, C., Gómez-baggethun, E., Griewald, Y., Haber, W., Haines-young, R., Heink, U., Jahn, T., Joosten, H., Kerschbaumer, L., Korn, H., Luck, G.W., Matzdorf, B., Muraca, B., Neßhöver, C., Norton, B., Ott, K., Potschin, M., Rauschmayer, F., Haaren, C. Von, Wichmann, S., 2013. Ecosystem services and ethics. *Ecol. Econ.* 93, 260–268. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.06.008>
- Joseph, A., 2017. Investigating Seafloors and Oceans from Mud Volcanoes to Giant Squid.
- Jymca, Geoestudios, 2016. Estudios de rediseño de navegabilidad, dragado (Isla Trinitaria o Isla de Corte) y plan de manejo ambiental del área de manejo de acceso a los muelles de la Autoridad Portuaria de Guayaquil.

K

- Kaçikoç, M., Beyhan, M., 2014. Hydrodynamic and Water Quality Modeling irdir of Lake Egirdir. *CLEAN Soil Air Water* 42, 1573–1582. <https://doi.org/10.1002/clen.201300455>
- Kahneman, D., 2011. Thinking, Fast and Slow. *Farrar, Straus Giroux* 13, 177–179. <https://doi.org/10.1080/14697688.2012.710501>
- Kapp, W., 1970. Environmental Disruption and Social Cost: a challenge to economics.
- Karanja, J.M., Saito, O., 2017. Cost–benefit analysis of mangrove ecosystems in flood risk reduction: a case study of the Tana Delta, Kenya. *Sustain. Sci.* 0, 1–14. <https://doi.org/10.1007/s11625-017-0427-3>
- Kelemen, E., García-Llorente, M., Pataki, G., Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., 2014. de. *OpenNESS* 1–4.
- Koch, E.W., Barbier, E.B., Silliman, B.R., Reed, D.J., Perillo, G.M.E., Hacker, S.D., Granek, E.F.,

- Primavera, J.H., Muthiga, N., Polasky, S., Halpern, B.S., Kennedy, C.J., Kappel, C. V., Wolanski, E., 2009. Non-linearity in ecosystem services: Temporal and spatial variability in coastal protection. *Front. Ecol. Environ.* 7, 29–37. <https://doi.org/10.1890/080126>
- Krauss, K.W., Doyle, T.W., Doyle, T.J., Swarzenski, C.M., From, A.S., Day, R.H., Conner, W.H., 2009. Water level observations in mangrove swamps during two hurricanes in Florida. *Wetlands* 29, 142–149. <https://doi.org/10.1672/07-232.1>
- Kreibich, H., Piroth, K., Seifert, I., Maiwald, H., Kunert, U., Schwarz, J., Merz, B., Thieken, A.H., 2009. Is flow velocity a significant parameter in flood damage modelling? *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 1679–1692.
- Kremen, C., 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecol. Lett.* 468–479. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00751.x>
- Kridiborworn, P., Chidthaisong, A., Yuttitham, M., Tripetchkul, S., 2012. Carbon Sequestration by Mangrove Forest Planted Specifically for Charcoal Production in Yeasarn, Samut Songkram. *J. Sustain. Energy Environ.* 3 3, 87–92.
- Kubiszewski, I., Costanza, R., Anderson, S., Sutton, P., 2017. The future value of ecosystem services: Global scenarios and national implications. *Ecosyst. Serv.* 26, 289–301. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.05.004>
- Kubiszewski, I., Costanza, R., Dorji, L., Thoennes, P., Tshering, K., 2013. An initial estimate of the value of ecosystem services in Bhutan. *Ecosyst. Serv.* 3, e11–e21. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.11.004>
- Kwanten, M., Elema, I., 2007. Consequences of change from MLLWS to LAT. *Hydro Int.*
- L**
- La Notte, A., D’Amato, D., Mäkinen, H., Paracchini, M.L., Liqueste, C., Egoh, B., Geneletti, D., Crossman, N.D., 2017. Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. *Ecol. Indic.* 74, 392–402. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.030>
- Lamothe, K.A., Sutherland, I.J., 2018. Intermediate ecosystem services: the origin and meanings behind an unsettled concept. *Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag.* 3732. <https://doi.org/10.1080/21513732.2018.1524399>
- Layke, C., Mapendembe, A., Brown, C., Walpole, M., Winn, J., 2012. Indicators from the global

- and sub-global Millennium Ecosystem Assessments: An analysis and next steps. *Ecol. Indic.* 17, 77–87. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.04.025>
- Lee, H., 2006. The Application of Numerical Modelling in Managing Our Water Environment 1–6.
- Lee, H.Y., Shih, S.S., 2004. Impacts of vegetation changes on the hydraulic and sediment transport characteristics in Guandu mangrove wetland. *Ecol. Eng.* 23, 85–94. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.07.003>
- Lerouge, F., Gulink, H., Vranken, L., 2017. Valuing ecosystem services to explore scenarios for adaptive spatial planning. *Ecol. Indic.* 81, 30–40. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.05.018>
- Lesser, G.R., Roelvink, J.A., van Kester, J.A.T.M., Stelling, G.S., 2004. Development and validation of a three-dimensional morphological model. *Coast. Eng.* 51, 883–915. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2004.07.014>
- Lester, S.E., McLeod, K.L., Tallis, H., Ruckelshaus, M., Halpern, B.S., Levin, P.S., Chavez, F.P., Pomeroy, C., McCay, B.J., Costello, C., Gaines, S.D., Mace, A.J., Barth, J.A., Fluharty, D.L., Parrish, J.K., 2010. Science in support of ecosystem-based management for the US West Coast and beyond. *Biol. Conserv.* 143, 576–587. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.11.021>
- Liekens, I., Nocker, L. De, Broekx, S., Aertsens, J., 2014. Ecosystem Services and Their Monetary Value, in: *Ecosystem Services*. Elsevier, pp. 13–28. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-419964-4.00002-0>
- Liekens, I., Steven, B., De Nocker, L., 2013. Manual for the valuation of ecosystem services in estuaries.
- Lindgren, M., Bandhold, H., 2003. Scenario Planning: The Link Between Future and Strategy.
- Liquete, C., Piroddi, C., Drakou, E.G., Gurney, L., Katsanevakis, S., Charef, A., Egoh, B., 2013a. Current Status and Future Prospects for the Assessment of Marine and Coastal Ecosystem Services: A Systematic Review. *PLoS One* 8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0067737>
- Liquete, C., Zulian, G., Delgado, I., Stips, A., Maes, J., 2013b. Assessment of coastal protection as an ecosystem service in Europe. *Ecol. Indic.* 30, 205–217. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.02.013>

- Logan, B., Taffs, K.H., Eyre, B.D., Zawadski, A., 2010. Assessing changes in nutrient status in the Richmond River estuary, Australia, using paleolimnological methods. *J. Paleolimnol.* 46, 597–611. <https://doi.org/10.1007/s10933-010-9457-x>
- Lomonaco, P., Medina, R., 2005. Harbour and Inlet Navigation-Sedimentation Interference: Morphodynamics and Optimun Desing. *Can. Coast. Conf.* <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3062.4804>
- Losada, I., Menéndez, P., Espejo, A., Torres, S., Díaz, P., Fernández, F., Abad, S., Ripoll, N., García, J., Beck, M., Narayan, S., Trespalacios, D., Quiroz, A., 2017. Valuing Protective Services of Mangroves in the Philippines.
- Luck, G.W., Chan, K.M.A., Eser, U., Gómez-baggethun, E., Matzdorf, B., Norton, B., Potschin, M.B., 2012. Ethical Considerations in On-Ground Applications of the Ecosystem Services Concept. *Bioscience* 62, 1020–1029. <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.12.4>
- Lund, K., Wilbur, A.R., 2007. Habitat Classification Feasibility Study for Coastal and Marine Environments in Massachusetts, CZM. Boston MA.

M

- MAE, 2015. Texto unificado de legislación secundaria del Ministerio del Ambiente: Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Libro VI. Ecuador.
- MAE, 2010. Plan de Manejo del Refugio de Vida Silvestre Manglares El Morro. Guayaquil.
- MAE, 2008. Plan de Manejo de la reserva de producción faunística manglares El Salado.
- Maes, J., Liqueste, C., Teller, A., Erhard, M., Luisa, M., Barredo, J.I., Grizzetti, B., Cardoso, A., Somma, F., Petersen, J., Meiner, A., Royo, E., Zal, N., Kristensen, P., Bastrup-birk, A., Biala, K., Piroddi, C., Egoh, B., Degeorges, P., Fiorina, C., Santos-martín, F., Naru, V., Verboven, J., Pereira, H.M., Bengtsson, J., Gocheva, K., Marta-pedroso, C., Snäll, T., Estreguil, C., San-miguel-ayanz, J., Pérez-soba, M., Grêt-regamey, A., Lillebø, A.I., Abdul, D., Condé, S., Moen, J., Czúcz, B., Drakou, E.G., Zulian, G., Lavalle, C., 2016. An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosyst. Serv.* 17, 14–23. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.023>
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liqueste, C., Braat, L., Berry, P., Egoh, B., Puydarrieux, P., Fiorina, C., Santos, F., Paracchini, M., Keune, H., Wittmer, H., Hauck, J., Fiala, I., Verburg, P., Condé, S., Schägner, J., San Miguel, J., Estreguil, C., Ostermann, O., Barredo, J., Pereira, H., Stott,

- A., Laporte, V., Meiner, A., Olah, B., Royo Gelabert, E., Spyropoulou, R., Petersen, J., Maguire, C., Zal, N., Achilleos, E., Rubin, A., Ledoux, L., Brown, C., Raes, C., Jacobs, S., Vandewalle, M., Connor, D., Bidoglio, G., 2013. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An analytical framework for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. Luxembourg. <https://doi.org/10.2779/12398>
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Murphy, P., Paracchini, M., José, B., Grizzetti, B., 2014. Mapping and assessment of ecosystems and their services: Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020, Publications office of the European Union, Luxembourg. <https://doi.org/10.2779/75203>
- Mancero, H., Toctaguano, D.S., Tacuri, C.A., Kirby, E., Tierra, A., 2015. Evaluación de Modelos Digitales de Elevación obtenidos por diferentes sensores remotos. pp. 1–6. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4777.2325>
- Mancini, J., 1978. Numerical estimates of coliform mortality rates under various conditions. J. Water Pollut. Control Fed.
- Maris, V., Bechet, A., 2010. From Adaptive Management to Adjustive Management: A Pragmatic Account of Biodiversity Values. *Conserv. Biol.* 24, 966–973. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01437.x>
- Martín-Díaz, J., 2017. Utilidad de los bacteriófagos y otros indicadores de contaminación fecal en muestras ambientales sólidas. Universitat de Barcelona.
- Martín-López, B., González, J.A., 2012. Ciencias de la Sostenibilidad.
- Martinez-Harms, M.J., Bryan, B.A., Figueroa, E., Plischoff, P., Runting, R.K., Wilson, K.A., 2017. Scenarios for land use and ecosystem services under global change. *Ecosyst. Serv.* 25, 56–68. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.03.021>
- Mascarenhas, A., Ramos, T.B., Haase, D., Santos, R., 2016. Participatory selection of ecosystem services for spatial planning: Insights from the Lisbon Metropolitan Area, Portugal. *Ecosyst. Serv.* 18, 87–99. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.02.011>
- Massone, C.G., Wagener, A.D.L.R., Monteiro, H., Abreu, D., Veiga, Á., 2013. Revisiting hydrocarbons source appraisal in sediments exposed to multiple inputs. *Mar. Pollut. Bull.* 73, 345–354. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.05.043>
- McCann, M.J., Able, K.W., Christian, R.R., Fodrie, F.J., Jensen, O.P., Johnson, J.J., López-Duarte,

- P.C., Martin, C.W., Olin, J.A., Polito, M.J., Roberts, B.J., Ziegler, S.L., 2017. Key taxa in food web responses to stressors: the Deepwater Horizon oil spill. *Front. Ecol. Environ.* 15, 142–149. <https://doi.org/10.1002/fee.1474>
- McCauley, D., 2006. Selling out on nature. *Nature* 443, 6–8. <https://doi.org/10.1038/443027a>
- McLusky, D.S., Elliott, M., 2005. *The Estuarine Ecosystem. ecology, threats and management.* Oxford University Press.
- McVittie, A., Road, W.M., 2013. Exploring the interaction of ecosystem processes and ecosystem services for effective decision-making, in: *EAERE Conference.* pp. 26–29.
- MEA, 2005a. *Ecosystems and Human Well-Being, Island Pre. ed, Ecosystems and Human Well-Being.* Washington, DC. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>
- MEA, 2005b. *Los Ecosistemas y el Bienestar Humano: Humedales y Agua responsable.*
- Mehvar, S., Filatova, T., Dastgheib, A., de Ruyter van Steveninck, E., Ranasinghe, R., 2018. Quantifying Economic Value of Coastal Ecosystem Services: A Review. *J. Mar. Sci. Eng.* 6, 5. <https://doi.org/10.3390/jmse6010005>
- Menéndez, P., Losada, I.J., Beck, M.W., Torres-ortega, S., Espejo, A., Narayan, S., Díaz-simal, P., Lange, G., 2018. Valuing the protection services of mangroves at national scale : The Philippines. *Ecosyst. Serv.* 34, 24–36. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.09.005>
- Mero, M., 2010. *Determinacion de metales pesados (Cd y Pb) en moluscos bivalvos de interés comercial de cuatro esteros del Golfo de Guayaquil.* Universidad de Guayaquil.
- Mills, J., Dodd, D., 2014. *Ellipsoidally Referenced Surveying for Hydrography, International Federation of Surveyor (FIG).*
- Mitchell, S.B., Uncles, R.J., 2013. Estuarine sediments in macrotidal estuaries: Future research requirements and management challenges. *Ocean Coast. Manag.* 79, 97–100. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2012.05.007>
- Miththapala, S., 2013. *Lagoons and Estuaries.*
- Moerman, E., 2011. *Long-term morphological modelling of the Mouth of the Columbia River.* Delft.
- Monsen, N., Cloern, J., Lucas, L., 2002. A comment on the use of flushing time, residence time, and age as transport time scales. *Am. Soc. Limnol. Oceanogr. Inc.* 47, 1545–1553.

- <https://doi.org/https://doi.org/10.4319/lo.2002.47.5.1545>
- Montaño, M.D.J., Sanfeliu, T., 2008. Ecosistema Guayas (Ecuador). Medio Ambiente Y Sostenibilidad. Rev. Tecnológica ESPOL 21, 1–6.
- Montgomery, J.M., Bryan, K.R., Horstman, E.M., Mullarney, J.C., 2018. Attenuation of tides and surges by mangroves: Contrasting case studies from New Zealand. Water (Switzerland) 10. <https://doi.org/10.3390/w10091119>
- Moore, R.D., Wolf, J., Souza, A.J., Flint, S.S., 2009. Morphological evolution of the Dee Estuary, Eastern Irish Sea, UK: A tidal asymmetry approach. Geomorphology 103, 588–596. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2008.08.003>
- Morán-Tejeda, E., Bazo, J., López-Moreno, J.I., Aguilar, E., Azorín-Molina, C., Sanchez-Lorenzo, A., Martínez, R., Nieto, J.J., Mejía, R., Martín-Hernández, N., Vicente-Serrano, S.M., 2016. Climate trends and variability in Ecuador (1966–2011). Int. J. Climatol. 36, 3839–3855. <https://doi.org/10.1002/joc.4597>
- Mukul, S.A., Soheli, M.S.I., Herbohn, J., Inostroza, L., König, H., 2017. Integrating ecosystem services supply potential from future land-use scenarios in protected area management: A Bangladesh case study. Ecosyst. Serv. 26, 355–364. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.04.001>
- Mullarney, J.C., Henderson, S.M., Reynolds, J.A.H., Norris, B.K., Bryan, K.R., 2017. Spatially varying drag within a wave-exposed mangrove forest and on the adjacent tidal flat. Cont. Shelf Res. 147, 102–113. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2017.06.019>
- Muller, F., Burkhard, B., 2012. The indicator side of ecosystem services. Ecosyst. Serv. 1, 26–30. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.06.001>
- Muradian, R., Arsel, M., Pellegrini, L., Adaman, F., Aguilar, B., Agarwal, B., Corbera, E., Ezzine de Blas, D., Farley, J., Froger, G., Garcia-Frapolli, E., Gómez-Baggethun, E., Gowdy, J., Kosoy, N., Le Coq, J.F., Leroy, P., May, P., Méral, P., Mibielli, P., Norgaard, R., Ozkaynak, B., Pascual, U., Pengue, W., Perez, M., Pesche, D., Pirard, R., Ramos-Martin, J., Rival, L., Saenz, F., Van Hecken, G., Vatn, A., Vira, B., Urama, K., 2013. Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions. Conserv. Lett. 6, 274–279. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00309.x>
- Muradian, R., Corbera, E., Pascual, U., Kosoy, N., May, P.H., 2010. Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for

environmental services. *Ecol. Econ.* 69, 1202–1208.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.006>

Murray, S., Cordon, D., Siripong, A., Santoro, J., 1975. Circulation and salinity distribution in the Río Guayas estuary, Ecuador., in: *Geology and Engineering*. Elsevier, pp. 345–363.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-197502-9.50026-5>

Myers, E.P., 2005. Review of progress on VDatum, a vertical datum transformation tool, in: *Proceedings of MTS/IEEE Oceans 2005*. pp. 1–7.
<https://doi.org/10.1109/OCEANS.2005.1639881>

N

Narayan, S., Beck, M.W., Reguero, B.G., Losada, I.J., Van Wesenbeeck, B., Pontee, N., Sanchirico, J.N., Ingram, J.C., Lange, G.M., Burks-Copes, K.A., 2016. The effectiveness, costs and coastal protection benefits of natural and nature-based defences. *PLoS One* 11, 1–17.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154735>

Nellemann, C., Hain, S., Alder, J., 2008. In *Dead Water – Merging of climate change with pollution, over-harvest, and infestations in the world’s fishing grounds*.

Niemeijer, D., Groot, R.S. De, 2006. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecol. Indic.* 8, 14–25. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.11.012>

Nordhaus, W., Tobin, J., 1972. Is Growth Obsolete?, in: Nordhaus, W.D., Tobin, J. (Eds.), *National Bureau of Economic Research*. NBER, pp. 1–80.

Norton, B., Costanza, R., Bishop, R.C., 1998. The evolution of preferences why “sovereign” preferences may not lead to sustainable policies and what to do about it. *Ecol. Econ.* 24, 193–211. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(97\)00143-2](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(97)00143-2)

NOS, 2016. NOS Hydrographic surveys specifications and deliverables.

O

Obeng, E.A., Aguilar, F.X., 2018. Value orientation and payment for ecosystem services: Perceived detrimental consequences lead to willingness-to-pay for ecosystem services. *J. Environ. Manage.* 206, 458–471. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.10.059>

Ofiara, D.D., Seneca, J.J., 2006. Biological effects and subsequent economic effects and losses from marine pollution and degradations in marine environments: Implications from the

literature. Mar. Pollut. Bull. 52, 844–864.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.02.022>

Oliveira, V.H., Sousa, M.C., Morgado, F., Dias, J.M., 2019. Modeling the Impact of Extreme River Discharge on the Nutrient Dynamics and Dissolved Oxygen in Two Adjacent Estuaries (Portugal). J. Mar. Sci. Eng. 7, 412. <https://doi.org/10.3390/jmse7110412>

Orfilia, A., Jordi, A., Basterretxea, G., Vizoso, G., Marba, N., Duarte, C.M., Werner, F.E., Tintore, J., 2005. Residence time and *Posidonia oceanica* in Cabrera Archipelago National Park, Spain. Cont. Shelf Res. 25, 1339–1352. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2005.01.004>

P

Palaima, A., 2013. Ecosystem Services, in: Palaima, A. (Ed.), Ecology, Conservation and Restoration of Tidal Marshes: The San Francisco Estuary. University of California Press, pp. 207–214.

Pandeya, B., Buytaert, W., Zulkafli, Z., Karpouzoglou, T., Mao, F., Hannah, D.M., 2016. A comparative analysis of ecosystem services valuation approaches for application at the local scale and in data scarce regions. Ecosyst. Serv. 22, 250–259. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.10.015>

Papanicolaou, A., Elhakeem, M., Wardman, B., 2011. Calibration and Verification of a 2D Hydrodynamic Model for Simulating Flow around Emergent Bendway. J. Hydraul. Eng. 75–89. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0000280](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000280) CE

Parker, B., 2007. Tidal analysis and prediction, NOAA. Silver Spring, Maryland 20910-3281.

Partheniades, E., 1965. Erosion and Deposition of Cohesive Soils. J. Hydraul. Div.

Pawlowicz, R., Beardsley, B., Lentz, S., 2002. Classical Tidal Harmonic Analysis Including Error Estimates in MATLAB using T_tide. Comput. s Geosci. 6, 929–937.

Peralta, M., Torres, S., Mite, M., 2018. La gestión y administración en las áreas marinas protegidas del Ecuador: Caso Reserva Ecológica Manglares Churute. Univ. y Soc. 126–139.

Pérez, F., Volckaert, F.A.M., Caldero, J., 2005. Pathogenicity of white spot syndrome virus on postlarvae and juveniles of *Penaeus* (*Litopenaeus*) *vannamei*. Aquaculture 250, 586–591. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2005.03.044>

Ponce-Palafox, J., Martinez-palacios, C.A., Ross, L.G., 1997. The effects of salinity and

- temperature on the growth and survival rates of juvenile white shrimp, *Penaeus vannamei*, Boone, 1931. *Aquaculture* 157, 107–115.
- Posner, S., 2015. The impact of ecosystem services knowledge on decisions. The University of Vermont In.
- Potschin, M., Haines-Young, R., 2017. From nature to society Marion, in: Burkhard, B., Maes, J. (Eds.), *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft.
- Potschin, M., Haines-Young, R., 2013. Landscapes, sustainability and the place-based analysis of ecosystem services. *Landsc. Ecol.* 28, 1053–1065. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9756-x>
- Potschin, M.B., Haines-Young, R.H., 2011. Ecosystem services: Exploring a geographical perspective. 576 *Prog. Phys. Geogr.* <https://doi.org/10.1177/0309133311423172>
- Potter, C., Cohen, J., Janezewski, D., 1993. *Perspectives on Biodiversity: Case Studies of Genetic Resource Conservation and Development*. Washington, DC.
- Pouso, S., Uyarra, M.C., Borja, Á., 2018. The recovery of estuarine quality and the perceived increase of cultural ecosystem services by beach users: A case study from northern Spain. *J. Environ. Manage.* 212, 450–461. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.02.033>
- Pozo, W., Jordán, M.M., Sanfeliu, T., 2012. Delimitation of the Coastal Transition Zone in the Gulf of Guayaquil, Ecuador. *J. Geogr. Geol.* 4, 81–89. <https://doi.org/10.5539/jgg.v4n3p81>

Q

- Qing, Y., Liu, G., Casassa, M., Campbell, E., Giannetti, B., Brown, M., 2018. Development of a new framework for non-monetary accounting on ecosystem services valuation. *Ecosyst. Serv.* 34, 37–54. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.09.006>
- Quilliam, R.S., Kinzelman, J., Brunner, J., Oliver, D.M., 2015. Resolving conflicts in public health protection and ecosystem service provision at designated bathing waters. *J. Environ. Manage.* 161, 237–242. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.017>

R

- Reynaud, J.Y., Witt, C., Pazmiño, A., Gilces, S., 2018. Tide-dominated deltas in active margin basins: Insights from the Guayas estuary, Gulf of Guayaquil, Ecuador. *Mar. Geol.* 403, 165–178. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2018.06.002>

- Riding, J., Rawson, A., 2015. South-West Pacific Regional Hydrography Program: LINZ Hydrography Risk Assessment Methodology. Wellington.
- Robin, C., Nudds, S., MacAulay, P., Godin, A., De Lange Boom, B., Bartlett, J., 2016. Hydrographic Vertical Separation Surfaces (HyVSEPs) for the Tidal Waters of Canada. *Mar. Geod.* 39, 195–222. <https://doi.org/10.1080/01490419.2016.1160011>
- Robinson, D., 2009. Acclimating to a new bay area: Ecosystem-Based Approaches to Management for the San Francisco Bay.
- Rodi, W., 1993. Turbulence Models and Their Application in Hydraulics: A state of the art review, Third Edit. ed. Taylor & Francis, New York.
- Rodríguez, A., 2005. Contaminación por residuo de hidrocarburo del petróleo en el Puerto Marítimo de Guayaquil y su área de influencia debido a actividades navieras, período 1984-2004. *Acta Ocean. del Pacífico* 103, 2005–2006.
- Rodríguez, A.J., Álvarez Díaz, C., García Gómez, A., García-Alba, J., 2018. Methodological approaches for delimitating mixing zones in rivers: establishing admissibility criteria and flow regime representation. *Environ. Fluid Mech.* 1–30. <https://doi.org/10.1007/s10652-018-9593-9>
- Rodríguez, L. ángela, Cuervo, L.M., 2014. Visiones de desarrollo y planeación de largo plazo en América Latina y el Caribe. Santiago de Chile.
- Russi, D., ten Brink, P., Farmer, A., Badura, T., Coates, D., Förster, J., R, K., Davidson, N., 2013. The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Water and Wetlands. London and Brussels.

S

- Saarikoski, H., Jax, K., Harrison, P.A., Primmer, E., Barton, D.N., Mononen, L., Vihervaara, P., Furman, E., 2015. Exploring operational ecosystem service definitions: The case of boreal forests. *Ecosyst. Serv.* 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.03.006>
- Sadio, O., Simier, M., Ecoutin, J.M., Raffray, J., Lae, R., Tito de Morais, L., 2015. Effect of a marine protected area on tropical estuarine fish assemblages: Comparison between protected and unprotected sites in Senegal. *Ocean Coast. Manag.* 116, 257–269. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.08.004>
- Saenger, P., 2002. Mangrove Ecology, Silviculture and Conservation. Kluwer Academic.

- Sámano, M.L., Bárcena, J.F., García, A., Gómez, A.G., Álvarez, C., Antonio, J., 2012. Flushing time as a descriptor for heavily modified water bodies classification and management : Application to the Huelva Harbour. *J. Environ. Manage.* 107, 37–44. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.04.022>
- San Martín, T., 2003. Manejo ambiental integrado de la acuicultura del camarón en el Golfo de Guayaquil apoyado en Sistemas de Información Geográfica. ESPOL.
- Sanders, P., 2008. RTK Tide Basics. *Hydro Int.* 5–7.
- Santen, P. Van, Augustinus, P.G.E.F., Janssen-stelder, B.M., Quartel, S., Tri, N.H., 2007. Sedimentation in an estuarine mangrove system 29, 566–575. <https://doi.org/10.1016/j.jseaes.2006.05.011>
- Savenije, H., 2012. Salinity and tides in fluvial estuaries. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/B978-044452107-1/50006-X>
- Savenije, H., Veling, E., 2005. Relation between tidal damping and wave celerity in estuaries. *J. Geophys. Res. C Ocean.* 110, 1–10. <https://doi.org/10.1029/2004JC002278>
- Schmidt, A.L., Coll, M., Romanuk, T.N., Lotze, H.K., 2011. Ecosystem structure and services in eelgrass *Zostera marina* and rockweed *Ascophyllum nodosum* habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* <https://doi.org/10.3354/meps09276>
- Schureman, P., 1958. Manual of Harmonic Analysis and Prediction of Tides. *Coast Geod. Surv.*
- SENPLADES, 2017. Plan de Ordenamiento del Espacio Marino Costero.
- SENPLADES, 2016. Plan del espacio marino costero.
- Sharp, R., Tallis, H., Ricketts, T., Authors, C., Nelson, E., Ennaanay, D., Wolny, S., Olwero, N., Vigerstol, K., Penning-, D., Mendoza, G., Aukema, J., Foster, J., Forrest, J., Cameron, D., Arkema, K., Lonsdorf, E., Kennedy, C., Verutes, G., Kim, C., Guannel, G., Papenfus, M., Toft, J., Mar-, M., Bernhardt, J., Griffin, R., Glowinski, K., Chaumont, N., Perelman, A., Lacayo, M., Hamel, P., Vogl, A.L., Rogers, L., Bierbower, W., Denu, D., Douglass, J., 2018. InVEST User's Guide.
- Shen, J., Haas, L., 2004. Calculating age and residence time in the tidal York River using three-dimensional model experiments. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 61, 449–461. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.06.010>
- Sheng Lu, Tong, C., Lee, D.-Y., Zheng, J., Shen, J., Zhang, W., Yan, Y., 2015. Propagation of tidal

- waves up in Yangtze Estuary during the dry season. *J. Geophys. Res. Ocean.* 1152–1172. <https://doi.org/10.1002/2014JC010299>. Received
- Sherman, R.E., Fahey, T.J., Martinez, P., 2001. Hurricane Impacts on a Mangrove Forest in the Dominican Republic: Damage Patterns and Early Recovery 33, 393–408.
- Shih, S.S., Hsieh, H.L., Chen, P.H., Chen, C.P., Lin, H.J., 2015. Tradeoffs between reducing flood risks and storing carbon stocks in mangroves. *Ocean Coast. Manag.* 105, 116–126. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.01.001>
- Siddall, S., Atchue, J., Murray, R., 1985. Mariculture development in mangroves: A case study of the Philippines, Ecuador, and Panama. *Coast. Resour. Manag.*
- Sidik, F., Neil, D., Lovelock, C.E., 2016. Effect of high sedimentation rates on surface sediment dynamics and mangrove growth in the Porong River, Indonesia. *Mar. Pollut. Bull.* <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.02.048>
- SNI, 2019. Indicadores generales de población [WWW Document]. URL <http://indestadistica.sni.gob.ec/QvAJAXZfc/opendoc.htm?document=SNI.qvw&host=QVS@kukuri&anonymous=truehttp://indestadistica.sni.gob.ec/QvAJAXZfc/opendoc.htm?document=SNI.qvw&host=QVS@kukuri&anonymous=true&bookmark=Document/BM25>
- Song, C., White, B.L., Heumann, B.W., 2011. Hyperspectral remote sensing of salinity stress on red (*Rhizophora mangle*) and white (*Laguncularia racemosa*) mangroves on Galapagos Islands. *Remote Sens. Lett.* 2, 221–230. <https://doi.org/10.1080/01431161.2010.514305>
- SRP, 2013. Indicadores socioeconómicos del sector pesquero artesanal de la costa continental ecuatoriana. Manta.
- Stark, J., Smolders, S., Meire, P., Temmerman, S., 2017. Impact of intertidal area characteristics on estuarine tidal hydrodynamics: A modelling study for the Scheldt Estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 198, 138–155. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.09.004>
- Stenfert, J., Rubain, R., Tutein, R., Joosten, S., 2016. Flood Risk Guayaquil.
- Stevenson, M.R., 1981. Variaciones Estacionales en el Golfo de Guayaquil, un Estuario Tropical. *Bol. Cient. y Tec. Inst. Nac. Pesca del Ecuador.*
- Stokes, D.J., Healy, T.R., Cooke, P.J., 2010. Expansion Dynamics of Monospecific, Temperate Mangroves and Sedimentation in Two Embayments of a Barrier-Enclosed Lagoon, Tauranga Harbour, New Zealand. *J. Coast. Res.* 113–122. <https://doi.org/10.2112/08->

1043.1

Suárez, N., Medina, E., 2005. Salinity effect on plant growth and leaf demography of the mangrove *Avicennia germinans* L. <https://doi.org/10.1007/s00468-005-0001-y>

T

Tallis, H., Polasky, S., 2011. Assessing multiple ecosystem services: an integrated tool for the real world, in: *Natural Capital*.

TEEB, 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity. Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*.

Templado, J., Ballesteros, E., Galparsoro, I., Borja, A., Serrano, A., Martín, L., Brito, A., 2012. *Guía interpretativa inventario Español de hábitats marinos*, 2012th ed. Madrid.

Tenório, G.S., Souza-Filho, P.W.M., Ramos, E.M.L.S., Alves, P.J.O., 2015. Mangrove shrimp farm mapping and productivity on the Brazilian Amazon coast: Environmental and economic reasons for coastal conservation. *Ocean Coast. Manag.* 104, 65–77. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.12.006>

Thoe, W., 2010. *A daily forecasting system of marine beach water quality in Hong Kong*. University of Hong Kong. https://doi.org/dx.doi.org/10.5353/th_b4628910

Thompson, S.C.G., Barton, M.A., College, P., Avenue, H., 1994. Ecocentric and anthropocentric attitudes toward the environment. *J. Environ. Psychol.* 149–157. [https://doi.org/10.1016/S0272-4944\(05\)80168-9](https://doi.org/10.1016/S0272-4944(05)80168-9)

Thrush, S.F., Dayton, P.K., 2010. What Can Ecology Contribute to Ecosystem-Based Management? *Ann. Rev. Mar. Sci.* 2, 419–441. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-120308-081129>

Thrush, S.F., Townsend, M., Hewitt, J.E., Davies, K., Lohrer, A.M., Lundquist, C., Cartner, K., 2013. *The Many Uses and Values of Estuarine Ecosystems*. Ecosyst. Serv. New Zeal.

Tien, N.N., Matsushashi, R., Chau, V.T.T.B., 2019. A sustainable energy model for shrimp farms in the Mekong delta. *Energy Procedia* 157, 926–938. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2018.11.259>

Tomscha, S., Gergel, S., 2015. Ecosystem Service Trade-offs and Synergies misunderstood without landscape history. *Ecol. Soc.* 21, 43. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4882.9529>

- Torres, G., 2012. Estrategias preventivas a especies invasoras acuáticas en el interior del Golfo de Guayaquil en el 2011. Tesis. Universidad de Guayaquil.
- Turner, B., Skole, D., Sanderson, S., Fischer, G., Fresco, L., Leemans, R., Fresco, L., Leemans, R., 1995. Land-Use and Land-Cover Change, Science/Research Plan. Stockholm, Sweden, and Geneva.
- Turner, G.K., Anderson, S., Gonzales-chang, M., Costanza, R., Courville, S., Dalgaard, T., Dominati, E., Kubiszewski, I., Ogilvy, S., Porfirio, L., Ratna, N., Sandhu, H., Sutton, P.C., Svenning, J., Mark, G., Varennes, Y., Voinov, A., Wratten, S., 2016. A review of methods , data , and models to assess changes in the value of ecosystem services from land degradation and restoration. *Ecol. Modell.* 319, 190–207. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.07.017>
- Turner, J.F., Iliffe, J.C., Ziebart, M.K., Jones, C., 2013. Global Ocean Tide Models: Assessment and Use within a Surface Model of Lowest Astronomical Tide. *Mar. Geod.* 36, 123–137. <https://doi.org/10.1080/01490419.2013.771717>
- Turnhout, E., Hisschemo, M., Eijssackers, H., 2007. Ecological indicators: Between the two fires of science and policy. *Ecol. Indic.* 7, 215–228. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.12.003>
- Twilley, R., 1989. Impacts of Shrimp Mariculture Practices on the Ecotogy of Coastal Ecosystems in Ecuador, A Sustainable Shrimp Mariculture Industry for Ecuador.
- Twilley, R.R., Cárdenas, W., Rivera-Monroy, V.H., Espinoza, J., Suescum, R., Armijos, M.M., Solórzano, L., 2001. The Gulf of Guayaquil and Guayas River Estuary, Ecuador. *Ecol. Stud.* 144, 245–263.
- Twilley, R.R., Gottfried, R.R., Rivera-Monroy, V.H., Zhang, W., Montaña, M., Boderó, A., 1998. An approach and preliminary model of integrating ecological and economic constraints of environmental quality in the Guayas River estuary , Ecuador, *Environmental Science & Policy*.
- Twilley, R.R., Montaña, M., Valdivieso, J.M., Boderó, A., Armijos, M.M., Valdivieso, J.M., Boderó, A., 1999. The Environmental Quality of Coastal Ecosystems in Ecuador: Implications for the Development of Integrated Mangrove and Shrimp Pond Management. *Ecosistemas Mangl. en América Trop.* 199–230.
- Twilley, R.R., Pozo, M., Garcia, V.H., Rivera-Monroy, V.H., Zambrano, R., Boderó, A., 1997. Litter

dynamics in riverine mangrove forests in the Guayas river estuary, Ecuador. *Oecologia* 111, 109–122. <https://doi.org/10.1007/s004420050214>

U

Uihlein, A., Magagna, D., 2016. Wave and tidal current energy – A review of the current state of research beyond technology. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 58, 1070–1081. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.284>

Uittenbogaard, R.E., 2003. Modelling turbulence in vegetated aquatic flows. *International Workshop on Riparian Forest Vegetated Channels: Hydraulic, in: Morphological and Ecological Aspects*. Trento, Italy.

UNCLOS, 1982. United Nations Convention on the Law of the Sea.

Urquiza, R., Viejó, L., Carvajal, R., Salas, J., Bustamante, M., 2011. Biodiversidad del Guayas: Conociendo nuestra verdadera riqueza. Guayaquil.

USACE, 2005. Guayas River Sedimentation, Phase 1.

V

Van Rijn, L.C., 1993. Principles of sediment transport in rivers, estuaries and coastal seas. Amsterdam.

Vanham, D., 2016. Does the water footprint concept provide relevant information to address the water – food – energy – ecosystem nexus? *Ecosyst. Serv.* 17, 298–307. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.08.003>

Vatn, A., Bromley, D.W., 1994. Choices Without Prices without Apologies. *J. Environ. Econ. Manage.* 180. <https://doi.org/10.1006/jeem.1994.1008>

Verhagen, H.J., Thi Loi, T., 2012. The use mangroves in coastal protection., in: *8th International Conference on Coastal and Port Engineering in Developing Countries*. <https://doi.org/10.9753/icce.v34.management.45>

Vester, F., 1988. The Biocybernetic Approach as a Basis for Planning our Environment. *Syst. Pract.* 1, 399–413. <https://doi.org/10.1007/BF01066582>

Villa, F., Bagstad, K., Johnson, G., Voigt, B., 2011. Scientific instruments for climate change adaptation : estimating and optimizing the efficiency of ecosystem service provision. *Econ. Agrar. y Recur. Nat.* 11, 83–98.

VMAP, 2016. Oficio Nro. MAGAP-VMAP-2016-0302 OF.

W

Wabnitz, C., Andréfouet, S., Muller-Karger, F., 2012. Measuring progress toward global marine conservation targets. *Res. Commun.* 124–129. <https://doi.org/10.1890/080109>

Wallace, K.J., 2007. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biol. Conserv.* 9. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.07.015>

Wang, C., Hsu, M., Kuo, A.Y., 2004. Residence time of the Danshuei River estuary , Taiwan. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 60. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.01.013>

Watson, S.C.L., Paterson, D.M., Queirós, A.M., Rees, A.P., Stephens, N., Widdicombe, S., Beaumont, N.J., 2016. A conceptual framework for assessing the ecosystem service of waste remediation: In the marine environment. *Ecosyst. Serv.* 20, 69–81. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.06.011>

Weiss, C.V.C., Ondiviela, B., Guanche, R., Castellanos, O.F., Juanes, J.A., 2018. A global integrated analysis of open sea fish farming opportunities. *Aquaculture* 497, 234–245. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.07.054>

Westman, W.E., 1977. How Much Are Nature's Services Worth? *Science* (80-.). 4.

Whelan, C.J., Şekercioğlu, Ç.H., Wenny, D.G., 2016. Bird Ecosystem Services: Economic Ornithology for the 21st Century, in: Cagan H Sekercioğlu, Daniel G Wenny, C.J.W. (Ed.), *Why Birds Matter: Avian Ecological Functions and Ecosystem Services*. University of Chicago.

Willemsen, P.W.J.M., Horstman, E.M., Borsje, B.W., Friess, D.A., Dohmen-Janssen, C.M., 2016. Sensitivity of the sediment trapping capacity of an estuarine mangrove forest. *Geomorphology* 273, 189–201. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.07.038>

Winterwerp, J., Uittenbogaard, R.E., 1997. Sediment transport and fluid mud flood. Delft.

Witt, C., Bourgois, J., Ordonez, M., Jimenez, N., Sosson, M., 2006. Development of the Gulf of Guayaquil (Ecuador) during the Quaternary as an effect of the North Andean block tectonic escape. *Tectonics* 25, 1–22. <https://doi.org/10.1029/2004TC001723>

Wolanski, E., Gibbs, R.J., Mazda, Y., Mehta, A., King, B., 2014. The Role of Turbulence in the Settling of Mud Floccs. *J. Coast. Res.* 8, 35–46.

- Woodroffe, C.D., Rogers, K., McKee, K.L., Lovelock, C.E., Mendelssohn, I.A., Saintilan, N., 2016. Mangrove Sedimentation and Response to Relative Sea-Level Rise. *Ann. Rev. Mar. Sci.* 8, 243–266. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-122414-034025>
- Wu, H., Zhu, J., Shen, J., Wang, H., 2011. Tidal modulation on the Changjiang River plume in summer. *J. Geophys. Res.* 116, 1–21. <https://doi.org/10.1029/2011JC007209>
- Wurster, D., Artmann, M., 2014. Development of a Concept for Non-monetary Assessment of Urban Ecosystem Services at the Site Level. *Ambio* 454–465. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0502-2>

Y

- Yang, Z., Myers, E., White, S., 2007. The Chesapeake and Delaware Bays VDatum Development, and Progress Towards a National VDatum, in: *Proceedings of the 2007 Hydro Conference*. pp. 1–19.
- Yin, Y., Jiang, S., Pers, C., Yang, X., Liu, Q., Yuan, J., 2016. Assessment of the Spatial and Temporal Variations of Water Quality for Agricultural Lands with Crop Rotation in China by Using a HYPE Model. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 1–19. <https://doi.org/10.3390/ijerph13030336>
- Yuan, G.-H., Dai, W., Xie, M., 2006. Application of Heisenberg's matrix mechanics to one-dimensional polynomial potentials. *Inst. Phys. Publ.* 401. <https://doi.org/10.1088/0031-8949/73/4/016>

Z

- Zalasiewicz, J., Williams, M., Smith, A., Barry, T.L., Coe, A.L., Bown, P.R., Brenchley, P., Cantrill, D., Gale, A., Gibbard, P., Gregory, F., Hounslow, M., 2008. Are we now living in the Anthropocene? *GSA Today* 4–8. <https://doi.org/10.1130/GSAT01802A.1>
- Zapata, C., Puente, A., García, A., García-Alba, J., Espinoza, J., 2018. Assessment of ecosystem services of an urbanized tropical estuary with a focus on habitats and scenarios. *PLoS One* 13, e0203927. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0203927>
- Zapata, C., Puente, A., García, A., García-Alba, J., Espinoza, J., 2019. The Use of Hydrodynamic Models in the Determination of the Chart Datum Shape in a Tropical Estuary. *Water (Switzerland)* 11. <https://doi.org/10.3390/w11050902>

Zhang, K., Liu, H., Li, Y., Xu, H., Shen, J., Rhome, J., Smith, T.J., 2012. The role of mangroves in attenuating storm surges. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 102–103, 11–23.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.02.021>